

Gefährdungen der Ökosystemdienstleistungen von Wäldern

Fachtagung vom 9. bis 10. Oktober 2014 in Göttingen



Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (Hrsg.)
Gefährdungen der Ökosystemdienstleistungen von Wäldern

Dieses Werk ist lizenziert unter einer
[Creative Commons
Namensnennung - Weitergabe unter gleichen Bedingungen
4.0 International Lizenz.](https://creativecommons.org/licenses/by-sa/4.0/)



erschieden als Band 14 der Reihe
„Beiträge aus der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt“
in den Universitätsdrucken im Universitätsverlag Göttingen 2016

Nordwestdeutsche
Forstliche Versuchsanstalt (Hrsg.)

Gefährdungen der Ökosystemdienstleistungen von Wäldern

Fachtagung vom
9. bis 10. Oktober 2014
in Göttingen

Beiträge aus der
Nordwestdeutschen
Forstlichen Versuchsanstalt
Band 14



Universitätsverlag Göttingen
2016

Bibliographische Information der Deutschen Nationalbibliothek

Die Deutsche Nationalbibliothek verzeichnet diese Publikation in der Deutschen Nationalbibliographie; detaillierte bibliographische Daten sind im Internet über <http://dnb.dnb.de> abrufbar.

Global Forest Decimal Classification: 1.1, 422.2, 114, 116

Herausgeber der Reihe:

Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (NW-FVA)

Grätzelstr. 2, D-37079 Göttingen

Tel.: +49 (0)551-69401-0, Fax: +49 (0)551-69401-160

E-Mail: zentrale@nw-fva.de

www.nw-fva.de

Schriftleitung der Reihe: Prof. Dr. Hermann Spellmann

Redaktion der Reihe: Inge Kehr, Ulrike Gaertner

Dieser Band enthält ausgewählte Vortrags- und Posterbeiträge der Fachtagung „Gefährdungen der Ökosystemdienstleistungen von Wäldern“, die am 9. und 10. Oktober 2014 in der NW-FVA in Göttingen stattgefunden hat. Die Autorinnen und Autoren sind für den Inhalt ihrer Artikel selbst verantwortlich.

Titelfoto: Roland Steffens

Zitiervorschlag:

Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (Hrsg.) 2016: Gefährdungen der Ökosystemdienstleistungen von Wäldern. Fachtagung vom 9. bis 10. Oktober 2014 in Göttingen. Beiträge aus der NW-FVA, Band 14, 193 S.

Dieses Buch ist auch als freie Onlineversion über die Homepage der NW-FVA, des Verlags sowie über den Göttinger Universitätskatalog (GUK)

bei der Niedersächsischen Staats- und Universitätsbibliothek Göttingen (<http://www.sub.uni-goettingen.de>) erreichbar.

Es gelten die Lizenzbestimmungen der Onlineversion.

© 2016 Universitätsverlag Göttingen

<http://univerlag.uni-goettingen.de>

ISBN: 978-3-86395-275-4

ISSN: 1865-6994

Inhaltsverzeichnis

Vorwort

VII

Regionalisierung bodenphysikalischer Parameter für Waldstandorte in Sachsen-Anhalt – Unsicherheitsbetrachtung an Standorten verschiedener Umweltmessnetze

(Bernd Ahrends, Silke Hafner, Jan Evers, Christian Steinicke, Wolfgang Schmidt
und Henning Meesenburg)

	1
Zusammenfassung	1
Abstract	2
1 Einleitung	3
2 Material und Methoden	4
3 Ergebnisse und Diskussion	6
4 Schlussfolgerungen und Ausblick	11
Danksagung	11
Literatur	11

Buchenschäden auf exponiertem Standort – eine Folge des Klima-(Witterungs-)wandels?

(Norbert Asche)

	15
Zusammenfassung	15
Abstract	16
1 Der Rotbuchen-Bestand	16
2 Merkmale des Waldstandortes	16
3 Lufttemperatur und Niederschlag in der Zeit 2000 bis 2013	18
4 Klima-(Witterungs-)änderungen, Standorttypen und Standort- gerechtheit der Rotbuche	20
5 Schlussbetrachtung	21
Literatur	22

Aktuelle Aspekte der Langzeitversauerung von oberirdischen Gewässern und Grundwasser in Deutschland	23
(Jochen Bittersohl, Wolfgang Walther und Henning Meesenburg)	
Zusammenfassung	23
Abstract	24
1 Gewässerversauerung als aktuelles Umweltthema	25
2 Säuredeposition nimmt ab – Restrisiken bleiben	25
3 Exkurs – Stofftransport zum Gewässer	27
4 Versauerung des Grundwassers in Nord- und Süddeutschland	29
5 Versauerung der Fließgewässer und Seen	30
6 Wasserversorgung – Probleme und Anpassungsmaßnahmen	32
7 Was kann die Forstwirtschaft zur Regeneration beitragen?	34
8 Ausblick	35
Literatur	35
Räumliche Variabilität von Wassergehalten in Waldböden – Resultat unterschiedlicher Bodeneigenschaften und Bestandesstrukturen	39
(Peter Hartmann, Simon Kolb und Klaus von Wilpert)	
Zusammenfassung	39
Abstract	40
1 Einleitung	41
2 Material und Methoden	42
3 Ergebnisse	45
4 Diskussion	50
5 Fazit	51
Literatur	51
Einfluss der Bestandesstruktur auf Transpiration und Niederschlagsinterzeption: Fallstudie aus einer Fichtenplantage in Jütland	55
(Mathias Herbst, Rasmus Ringgaard und Thomas Friborg)	
Zusammenfassung	55
Abstract	56
1 Einleitung	56
2 Material und Methoden	57
3 Ergebnisse	60
4 Diskussion	63
Literatur	64

Einfluss der Kronenposition auf den Wasserhaushalt an fünf Buchenstandorten in Baden-Württemberg	
(Yvonne Morgenstern)	67
Zusammenfassung	67
Abstract	68
1 Kronenposition	68
2 Messergebnisse aus den drei Kronenpositionen	71
3 Fazit und Ausblick	75
Ermittlung der Trockenstresswirkung auf den Wasserverbrauch und das Wachstumsverhalten von Bäumen	
(Jürgen Müller)	77
Zusammenfassung	77
Abstract	78
1 Einleitung	78
2 Methode	80
3 Ergebnisse	86
4 Diskussion und Schlussfolgerungen	90
Literatur	91
Ist die Parametrisierung von Bodenwasserhaushaltsmodellen an den Erhebungspunkten der Bundeswaldinventur in Baden-Württemberg sinnvoll möglich?	
(Heike Puhmann und Klaus von Wilpert)	93
Zusammenfassung	93
Abstract	94
1 Einleitung	95
2 Datengrundlage	96
3 Vorgehen	99
4 Ergebnisse	102
5 Fazit	109
Literatur	110

Heutige und zukünftige Trockenheit in Schweizer Wäldern	113
(Jan Remund, Sabine Braun, Beat Rihm und Sabine Augustin)	
Zusammenfassung	113
Abstract	114
1 Einleitung	114
2 Walddauerbeobachtungsflächen	115
3 Klimasensitive Standorte und Bestände	121
4 Auswertungen	124
5 Fazit	129
Literatur	129
Entwicklung statistischer Vorhersagemodelle zur Identifizierung von Legendeneinheiten forstlicher Standortskarten – Beispiel Nordostdeutsches Tiefland	133
(Alexander Russ, Winfried Riek und Gerd Wessolek)	
Zusammenfassung	133
Abstract	134
1 Einleitung	134
2 Material und Methoden	135
3 Ergebnisse	137
4 Diskussion und Schlussfolgerungen	141
Literatur	143
Zukünftige Entwicklung der Wasserverfügbarkeit und ihre Bedeutung für das Wachstum der Buche in Hessen	147
(Markus Wagner, Johannes Suttmöller, Ralf-Volker Nagel, Julia Rudolph, Jan Hendrik Hansen, Bernd Ahrends, Henning Meesenburg, Stefan Fleck, Birte Scheler, Jan Evers, Uwe Paar, Axel Noltensmeier, Jürgen Nagel, Hermann Spellmann und Johannes Eichhorn)	
Zusammenfassung	147
Abstract	148
1 Einleitung	149
2 Datengrundlage	150
3 Datenanalyse und Modelle	154
4 Ergebnisse und Diskussion	159
Danksagung	169
Literatur	169

**Einfluss von Steinkorrekturen hydraulischer Bodenkennwerte
auf die Wasserhaushaltsmodellierung von Forststandorten mit
hohem Steingehalt im Bodenprofil**

(Martin Wegehenkel, Annette Wagner, Tiziana Amoriello, Stefan Fleck,
Henning Meesenburg und Stephan Raspe)

	173
Zusammenfassung	173
Abstract	174
1 Einleitung	174
2 Material und Methoden	175
3 Ergebnisse	179
4 Schlussfolgerungen	183
Literatur	184

Vorwort

Am 9. und 10. Oktober 2014 fand in Göttingen die Tagung „Gefährdungen der Ökosystemdienstleistungen von Wäldern“ statt. Dieses war bereits die 11. gemeinsame Tagung der Sektion „Wald und Wasser“ im Deutschen Verband Forstlicher Forschungs- und Versuchsanstalten (DVFFA) und der „AG Waldböden“ der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft (DBG). Zum zweiten Mal war auch die Deutsche Hydrologische Gesellschaft (DHG) als Mitausrichter beteiligt. Die Tagung wurde das erste Mal in Göttingen ausgerichtet, nachdem zuvor Freiburg eine stets gerne wahrgenommene Heimstätte dieser Veranstaltungen war.

Das Rahmenthema unterstreicht den Umstand, dass neben der Produktionsfunktion der Wälder zunehmend weitere Ökosystemdienstleistungen wie Wasserdienstleistungen und Regulationsfunktionen durch unterschiedliche Umwelteinflüsse Risiken ausgesetzt sind, die umweltpolitische Maßnahmen, aber auch Anpassungen der forstlichen Bewirtschaftung erfordern.

Diesen Herausforderungen und den damit verbundenen wissenschaftlichen Fragen stellte sich die Tagung in vier thematischen Blöcken:

- Hydrologische Indikation von Trockenstress in Wäldern
- Berücksichtigung der Vegetationsdynamik und Bestandesstruktur in forsthydrologischen Modellen
- Nährstoffkreisläufe (insbesondere Phosphor) in Waldökosystemen
- Langzeittrends chemischer Veränderungen in Waldböden

Die Beiträge der Tagung griffen in hervorragender Weise die Themen auf. Wie in dem Veranstaltungsformat üblich, wurden auch viele neue methodische Ansätze vorgestellt und in gewohnt offener und lebendiger Atmosphäre diskutiert. Ein herzlicher Dank geht daher an alle Teilnehmer der Tagung. In dem vorliegenden Band werden ausgewählte Vorträge und Posterbeiträge der Tagung dokumentiert. Allen Autoren danke ich für die wissenschaftlich beeindruckende und sorgfältige Anfertigung der Manuskripte.

Dr. Henning Meesenburg
(Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt)

Regionalisierung bodenphysikalischer Parameter für Waldstandorte in Sachsen-Anhalt – Unsicherheitsbetrachtung an Standorten verschiedener Umweltmessnetze

Regionalisation of soil physical parameters for forest sites
in Saxony-Anhalt –
Uncertainty analysis at sites of various environmental
monitoring networks

*Bernd Abrends, Silke Hafner, Jan Evers, Christian Steinicke, Wolfgang
Schmidt und Henning Meesenburg*

Zusammenfassung

In Sachsen-Anhalt liegen flächenhafte Bodeninformationen in Form der vorläufigen Bodenkarte im Maßstab 1 : 50.000 (VBK50) und der räumlich höher aufgelösten forstlichen Standortskarte vor. Der Standortskarte können bodenphysikalische Parameter aus den Merkmalsspiegeln der forstlichen Lokalbodenformen (KOPP et al., unveröffentlicht, KOPP u. JOCHHEIM 2002, SCHWANECKE 1993, SCHULZE 1998) zugeordnet werden. Die Evaluierung dieser räumlich vorliegenden Bodeninformationen wurde anhand von punktuell vorliegenden Bodeninformationen der

zweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II), der Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF) und der Ökologischen Waldzustandskontrolle (ÖWK) in Sachsen-Anhalt durchgeführt.

Der Vergleich zwischen den Bodeninformationen dieser forstlichen Umweltmessnetze mit der Standortskartierung ergab eine genauere und verzerrungsfreiere Schätzung der bodenphysikalischen Parameter als die Schätzung der vorläufigen Bodenkarte. Sand- ($R^2 = 0,85$), Schluff- ($R^2 = 0,81$) und Tongehalte ($R^2 = 0,52$) der Bodenprofile der forstlichen Umweltmessnetze wurden durch die flächenhaften Daten der Merkmalsspiegel gut wiedergegeben. Deutlich geringere Übereinstimmungen ergeben sich für den Skelettgehalt ($R^2 = 0,44$), sowie für die aus den Grundlagendaten ermittelten Kenngrößen, wie nutzbare Feldkapazität ($R^2 = 0,23$) und potenzielle Kationenaustauschkapazität ($R^2 = 0,33$). Insbesondere bei der Abschätzung der nutzbaren Feldkapazität bestehen erhebliche Unsicherheiten, die vornehmlich auf die unsichere Schätzung der Skelettgehalte zurückzuführen sind.

Stichworte: Regionalisierung, bodenphysikalische Eigenschaften, Unsicherheitsbetrachtungen, nutzbare Feldkapazität, Verwitterungsoberfläche, Waldböden

Abstract

Spatial soil information in Saxony-Anhalt is available in the form of the preliminary 1 : 50000 soil map (VBK50) and the higher resolution forest site map. From the forest site map the soil physical parameters can be determined using characteristic soil profiles (KOPP et al., unpublished, KOPP and JOCHHEIM 2002, SCHWANECKE 1993, SCHULZE 1998). The quality of this available spatial soil information was evaluated using punctual soil information from the second national soil inventory (BZE II), the long-term soil monitoring network (BDF) and the ecological forest monitoring network (ÖWK) in Saxony-Anhalt.

The comparison of the soil information from these forest monitoring networks with the characteristic soil profiles from the forest site map revealed a more exact, distortion-free estimation of the soil physical parameters than the comparison with the preliminary soil map. The sand ($R^2 = 0.85$), silt ($R^2 = 0.81$) and clay content ($R^2 = 0.52$) in the soil profiles of the forest monitoring networks were well reflected in the spatial data of the characteristic soil profiles. There was, however, a much lower agreement for the soil stone content ($R^2 = 0.44$). Other parameters that were calculated based on the characteristic soil profile data and compared with the forest monitoring network data also showed a low agreement, for instance the available water capacity ($R^2 = 0.23$) and the potential cation exchange capacity ($R^2 = 0.33$). The estimation of the available water capacity was especially problematic, due to the unreliable estimation of the soil stone content.

Keywords: Regionalisation, soil physical properties, uncertainty analysis, available water capacity, weathering surface area, forest soils

1 Einleitung

Zur Bewertung der Auswirkungen des Klimawandels, der atmosphärischen Deposition, der Vollbaumnutzung oder auch von Bodenschutzkalkungen auf forstlichen Standorten wird häufig auf dynamische prozessorientierte Modellansätze zurückgegriffen (AHRENDTS et al. 2010, SUTMÖLLER et al. 2011). Sowohl die dynamischen Wasserhaushaltsmodelle (BROOK90, WaSiM-ETH) als auch die dynamischen und semi-dynamischen Stoffhaushaltsmodelle (BIOME-BGC, SAFE, PROFILE, VSD) benötigen als „minimale“ Datenanforderungen von bodenkundlicher Seite Angaben der Bodenart, der Trockenrohddichte, des Skelett- und Humusgehalts. Anhand dieser Parameter können dann alle notwendigen Eingangsgrößen (z. B. nutzbare Feldkapazität (nFK), hydraulische Leitfähigkeit, Kationenaustauschkapazität (KAK), Verwitterungsoberfläche (VOF), van Genuchten-Parameter usw.) für die Modelle mit Hilfe von sog. Pedotransferfunktionen abgeleitet werden.

Praktische Forstplanung und Risikoeinschätzung erfordert nicht nur die Simulation an einigen wenigen intensiv untersuchten Standorten, sondern die flächenhafte Modellierung auf Landschaftsebene. Zur Parametrisierung dieser Simulationsmodelle, ist die flächendeckende Verfügbarkeit dieser bodenkundlichen Basisinformationen mit hinreichender Vorhersagegenauigkeit notwendig. Für Sachsen-Anhalt liegen flächenhafte Bodeninformationen digital in Form der Vorläufigen Bodenkarte im Maßstab 1 : 50.000 (VBK50, Landesamt für Geologie und Bergwesen in Halle) vor. Höher aufgelöste Flächendaten sind aus forstlichen Standortkartierungen verfügbar. Die forstliche Standortkartierung wird in Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern, Sachsen, Thüringen und Sachsen-Anhalt seit Mitte der 1960er Jahre auf Basis der Standortserkundungsanleitung (SEA) durchgeführt (SEA74: VEB FORSTPROJEKTIERUNG POTSDAM 1974, SEA95: SCHULZE 1996). Ein Bestandteil der SEA ist ein Bodenformenkatalog mit unzähligen Lokalbodenformen (allein 970 für das nordostdeutsche Tiefland - RUSS et al. 2013). Auf dieser Grundlage ist eine Ableitung von notwendigen Parametern für Simulationsmodelle nur bedingt möglich (KOPP u. JOCHHEIM 2002). Dementsprechend wurden in der Vergangenheit auf Grundlage des Lokalbodenformenkataloges der SEA und unter Berücksichtigung von bestehenden Merkmalsspiegeln (mittlere Bodeninformationen für die jeweilige Lokalbodenform) und Altweiserdaten Profilabfolgen mit Angaben zur Schichtmächtigkeit, Bodenart, Skelettgehalt, Trockenrohddichte und Humusgehalt abgeleitet (FLECK et al. 2015, KOPP u. JOCHHEIM 2002, PETZOLD et al. 2014). Für Sachsen-Anhalt liegt ein Katalog von Merkmalsspiegeln für flächendominante Lokalbodenformen nicht nur für das Tiefland, sondern auch für das Berg- und Hügelland vor (KOPP et al., unveröffentlicht, SCHWANECKE 1993).

Entsprechend war es das Ziel dieser Untersuchung, (1) die Güte der aus den Merkmalsspiegeln ermittelten bodenphysikalischen Basisdaten und hieraus abge-

leiteter Kennwerte anhand von Bodenprofilen aus den forstlichen Umweltmessnetzen zu evaluieren, (2) die erzielten Ergebnisse mit der VBK50 zu vergleichen und die Unsicherheiten bei den einzelnen Kennwerten zu beschreiben und (3) Empfehlungen für zukünftige Weiterentwicklungen abzuleiten.

2 Material und Methoden

2.1 Datengrundlagen und -aufbereitung

Für den Vergleich der punktuellen und räumlichen Bodeninformationen wurde die Lage der Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF), der ökologischen Waldzustandskontrolle (ÖWK) und der Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II, EVERS et al. 2013) in Polygonen der Standortkartierung und der VBK50 unter Verwendung des R-Paketes `sp` (PEBESMA u. BIVAND 2013) bestimmt. Dabei lagen 8 BDF-, 48 ÖWK- und 58 BZE-Bodenprofile in Polygonen der Standortkartierung mit Bodeninformationen von 50 verschiedenen Lokalbodenformen und 16 BDF-, 60 ÖWK- und 67 BZE-Bodenprofile in Polygonen der VBK50. Auf in der Standortkartierung vorhandenen Wechselstandorten wurde die flächenmäßig dominante Lokalbodenform ausgewählt.

Die vorhandenen Bodenprofile wurden vor der Evaluierung unter Verwendung des R-Paketes `aqp` (BEAUDETTE et al. 2013) auf Konsistenz getestet und Inkonsistenzen behoben oder Profile von dem Vergleich ausgeschlossen. Die Evaluierung der räumlich vorliegenden bodenphysikalischen Parameter Sand-, Schluff- und Tongehalt [Masse-%], Skelettgehalt [Vol. %], Trockenrohichte [g cm^{-3}] und Humusgehalt [%] wurde für den Mineralboden bis in 90 cm Tiefe durchgeführt. Die horizontbezogenen bodenphysikalischen Parameter der Bodenprofile der BDF, der ÖWK, der Merkmalsspiegel und der VBK50 wurden in die den BZE-Profilen entsprechenden Tiefenstufen 0-5 cm, 5-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm, 60-90 cm umgerechnet. Dafür wurden alle vorhandenen Bodenprofile in 1 cm mächtige Schichten unterteilt und danach die Mittelwerte der bodenphysikalischen Parameter für die oben genannten Tiefenstufen berechnet (BEAUDETTE et al. 2013). Die Skelettgehalte wurden, soweit erforderlich, von Massen- in Volumenprozent (AG BODEN 2005) bzw. von Flächen- in Volumenprozent umgerechnet (WOLFF u. RIEK 2006).

Bei der Gegenüberstellung wurden sowohl bodenphysikalische Grundlagendaten (Bodenart, Skelettgehalt, Trockenrohichte, Humusgehalt) als auch aus ihnen abgeleitete Größen betrachtet. Hierbei wurden die nFK nach WESSOLEK et al. (2009) ermittelt und für die gewählte Profiltiefe (90 cm) aufsummiert. Die Tiefe von 90 cm wurde als Betrachtungsraum gewählt, da von vielen BZE-Profilen nur bis zu dieser Tiefenstufe Daten vorliegen. Die VOF [$\text{m}^2 \text{g}^{-1}$] wurde durch eine empirische Schätzfunktion in Anlehnung an KOPTSIK et al. (2002) beschrieben:

$$VOF = \left(\sum_{i=1}^4 P_i \cdot f_i \right) \cdot \frac{TRD}{1000} \cdot 10^6 \quad [\text{m}^2 \text{ m}^{-3}] \quad (1)$$

wobei f_i den Anteil an Ton (T), Schluff (U), Sand (S), Skelett (G), P_i die Koeffizienten (a-d) und damit die Beziehung zwischen Bodenart und Oberflächen und TRD die Trockenrohdichtedichte [kg m^{-3}] beschreibt. Zur Parametrisierung der Funktion wurden die Koeffizienten von SVERDRUP u. WARFVINGE (1993) verwendet ($a = 0,08$, $b = 0,02$, $c = 0,003$, $d = 0$). Die Summe von T + U + S + G ergibt 100. Die horizontspezifischen Werte wurden unter Berücksichtigung der Mächtigkeit bis zu einer Tiefe von 90 cm aufsummiert.

Die potenzielle KAK wurde nach AG BODEN (2005) aus der Bodenart und dem Humusgehalt (H) [%] abgeleitet:

$$KAK_{pot} = 0,5 \cdot T + 0,05 \cdot U + 2 \cdot H \quad [\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}] \quad (2)$$

Die horizontspezifischen Werte wurden unter Berücksichtigung der Trockenrohdichte und des Skelettgehaltes für die Bezugstiefe von 90 cm auf Flächenwerte [$\text{kmol}_c \text{ ha}^{-1}$] umgerechnet.

Die organischen Böden wurden bei dem Vergleich nicht berücksichtigt, da sie nur in einem geringen Umfang vorkamen.

2.2 Bewertungskriterien

Die Güte der geschätzten Bodeneigenschaften und Kennwerte wurde anhand des Bestimmtheitsmaßes (R^2), des mittleren Quadratwurzelfehlers (RMSE) und des mittleren Fehlers (MR) beurteilt:

$$R^2 = 1 - \frac{\sum_{i=1}^N (BE_i - BE_i')^2}{\sum_{i=1}^N (BE_i - \overline{BE})^2} \quad (3)$$

$$MR = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (BE_i - BE_i') \quad (4)$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (BE_i - BE_i')^2} \quad (5)$$

In den Gleichungen (3) bis (5) ist N der Stichprobenumfang, BE die Bodenparameter der Umweltmessnetze und BE' die aus der Standortkartierung oder VBK50 entnommenen Bodenparameter (Textur, Trockenrohdichte, Skelettgehalt, Humusgehalt) oder aus ihnen abgeleitete Kennwerte (nFK, VOF, KAK_{pot}).

Zur Beurteilung der Stärke und Signifikanz von räumlichen Autokorrelationen wurde der Moran's I-Test (LICHTSTEIN et al. 2002) mit der R-Bibliothek ape (PARADIS et al. 2004) durchgeführt.

3 Ergebnisse und Diskussion

Trotz hoher kleinräumiger Variabilität ließen sich die meisten bodenphysikalischen Parameter auf Grundlage der Standortkartierung verzerrungsfrei (MR) und mit verhältnismäßig hohen Bestimmtheitsmaßen schätzen (s. Tab. 1 und Abb. 1 u. Abb. 2). Die Skelettgehalte zeigten jedoch eine erhebliche Streuung. Diese kann auf die Schwierigkeiten der Schätzung (WOLFF u. RIEK 2006) und der hohen kleinräumlichen Variabilität des Skelettgehaltes zurückgeführt werden. Entsprechend ermittelten PUHLMANN et al. (2007) an 54 zufällig gewählten Punkten in einem bewaldeten Einzugsgebiet Variationskoeffizienten (VK) für den Skelettgehalt zwischen 11 und 18 % abhängig von der Tiefenstufe.

Tabelle 1: Zusammenstellung der Gütemaße für verschiedene bodenphysikalische Grundlagendaten

Karte	Kennwert	N	R ²	RMSE	MR
STOK	Sand [%]	475	0,85	13,27	-3,85
VBK50	Sand [%]	642	0,65	19,79	1,45
STOK	Schluff [%]	475	0,81	11,65	2,89
VBK50	Schluff [%]	642	0,65	15,47	1,24
STOK	Ton [%]	475	0,52	6,57	1,00
VBK50	Ton [%]	642	0,30	9,14	0,42
STOK	Skelett [%]	476	0,44	13,16	-0,45
VBK50	Skelett [%]	641	0,25	14,88	2,63
STOK	TRD [g cm ⁻³]	482	0,52	0,21	0,06
VBK50	TRD [g cm ⁻³]	646	0,18	0,40	-0,24
STOK	Humus [%]	489	0,58	3,73	1,32
VBK50	Humus [%]	655	0,35	4,16	1,47

N = Stichprobenumfang, R² = Bestimmtheitsmaß, RMSE = Quadratwurzelfehler, MR = mittlerer Fehler, STOK = Standortkartierung, VBK50 = vorläufige Bodenkarte im Maßstab 1 : 50.000

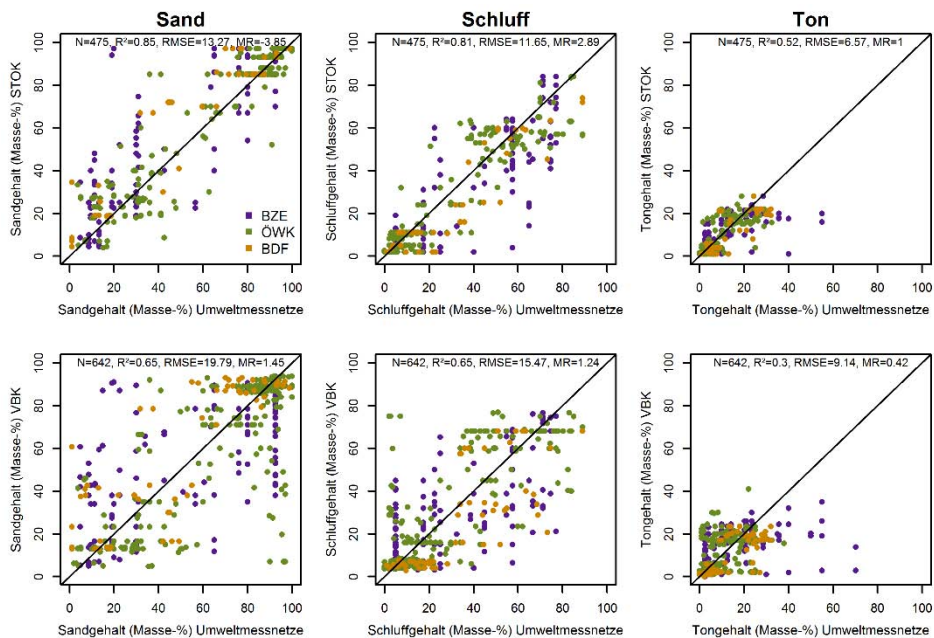


Abbildung 1: Beziehungen zwischen den Korngrößenfraktionen verschiedener Tiefenstufen aus den Bodenprofilen der jeweiligen Umweltmessnetze und der Standortskartierung (STOK) (oben) bzw. der Bodenübersichtskarte (VBK50) (unten)

Die Untersuchungen von RYTTER (2012) ergaben für sehr skelettarme landwirtschaftlich genutzte Böden VK zwischen 18 und 120 %. Bei einem angenommenen VK des Skelettgehaltes von 20 % würde sich nach dem Ansatz von MOLLITOR et al. (1980) der Mittelwert des Skelettgehaltes in einem Bodenprofil nur mit einer Unsicherheit von 39 % schätzen lassen. Diese Größenordnung macht deutlich, mit welchen Unsicherheiten die Skelettgehalte behaftet sein können.

Die Humusgehalte wurden tendenziell durch die Standortskartierung unterschätzt. Aufgrund der geringeren räumlichen Auflösung der VBK50 war die Schätzung des Humusgehaltes verglichen mit der Standortskartierung ungenauer (s. Tab. 1). Hervorzuheben ist die systematische Überschätzung der Trockenrohdichten in den Bodenprofilen der VBK50.

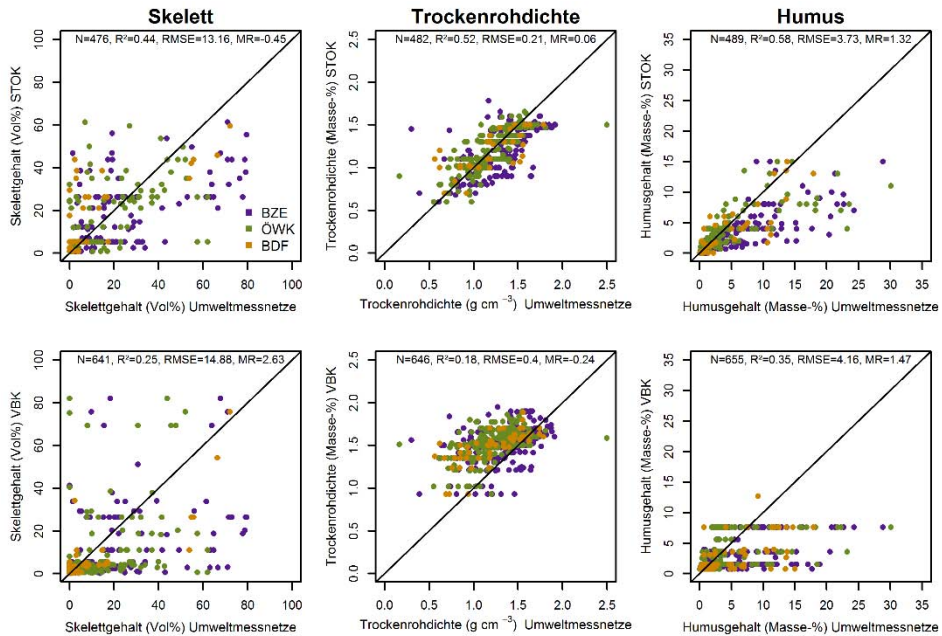


Abbildung 2: Beziehungen zwischen physikalischen Bodeneigenschaften verschiedener Tiefenstufen aus den Bodenprofilen der jeweiligen Umweltnetzze und der Standortkartierung (STOK) (oben) bzw. der Bodenübersichtskarte (VBK50) (unten)

Die bodenphysikalischen Kennwerte nFK , KAK_{pot} und VOF wurden aus den vorab beschriebenen bodenkundlichen Grundlagendaten in unterschiedlicher Weise und Gewichtung abgeleitet. Während die nFK durch die Standortkartierung verzerrungsfrei abgebildet werden konnte ($MR = 1,33$ mm), wurde sie durch die VBK50 unterschätzt ($MR = 17,93$ mm) (s. Tab. 2, Abb. 3). Insgesamt sind jedoch beide Kartengrundlagen durch geringe Bestimmtheitsmaße und relativ hohe Quadratwurzelfehler gekennzeichnet. Die vergleichsweise schlechte Schätzung der nFK wurde insbesondere durch einen hohen Einfluss des ebenfalls schlecht vorher-sagbaren Skelettgehaltes hervorgerufen (vgl. Abb. 1). VOF und KAK_{pot} mit ihrer stärkeren Sensitivität hinsichtlich der Bodenarten weisen deutlich bessere Güte-maße, insbesondere bei der Standortkartierung, auf (s. Abb. 4 und Abb. 5). Eine bessere Prognose der KAK_{pot} wurde durch die hohe Sensitivität des mit hohen Unsicherheiten behafteten Humusgehalts erschwert (vgl. Tab. 1). Signifikante räumliche Autokorrelationen waren für die Standortkartierung bei der Ermittlung der VOF und bei der VBK50 für VOF und KAK_{pot} nachzuweisen. Die berechneten Werte der nFK sind jedoch bei beiden Kartengrundlagen räumlich stabil.

Tabelle 2: Zusammenstellung der Gütemaße für bodenphysikalische Kennwerte

Karte	Kennwert	N	R ²	RMSE	MR	MORAN I
STOK	nFK [mm]	101	0,23	27,29	1,33	0,19
VBK50	nFK [mm]	143	0,20	33,37	17,93	0,36
STOK	KAK _{pot} [kmol _c /ha]	101	0,33	2464,56	1385,36	0,99
VBK50	KAK _{pot} [kmol _c /ha]	143	0,15	2423,28	496,15	9,53E-06
STOK	VOF [m ² /m ³]	101	0,59	2,20E+05	7,05E+05	0,04
VBK50	VOF [m ² /m ³]	143	0,36	1,03E+06	-1,47E+06	5,05E-04

N = Stichprobenumfang, R² = Bestimmtheitsmaß, RMSE = Quadratwurzelfehler, MR = mittlerer Fehler, MORAN I = Signifikanzniveau des Moran I-Tests, STOK = Standortskartierung, VBK50 = vorläufige Bodenkarte im Maßstab 1 : 50.000

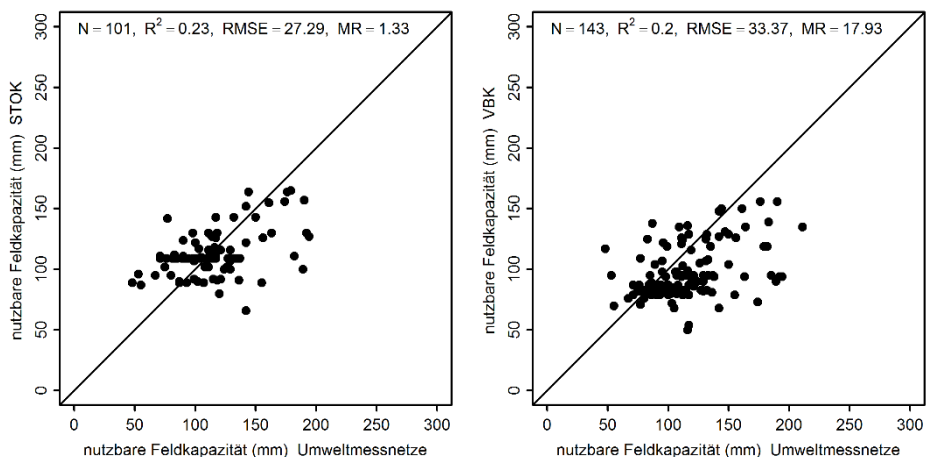


Abbildung 3: Beziehungen zwischen der nutzbaren Feldkapazität (nFK) bis 90 cm Bodentiefe der Bodenprofile der jeweiligen Umweltmessnetze und der Standortskartierung (STOK) (linke Abb.) bzw. der vorläufigen Bodenkarte im Maßstab 1 : 50.000 (VBK50) (rechte Abb.); organische Böden wurden nicht berücksichtigt

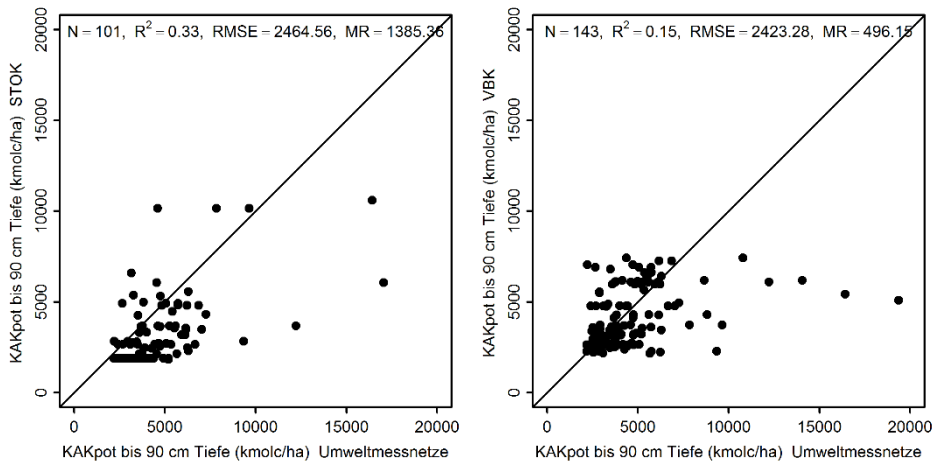


Abbildung 4: Beziehungen zwischen der potenziellen Kationenaustauschkapazität KAK_{pot} bis 90 cm Bodentiefe der Bodenprofile der jeweiligen Umweltmessnetze und der Standortskartierung (STOK) (linke Abb.) bzw. der vorläufigen Bodenkarte im Maßstab 1 : 50.000 (VBK50) (rechte Abb.); organische Böden wurden nicht berücksichtigt

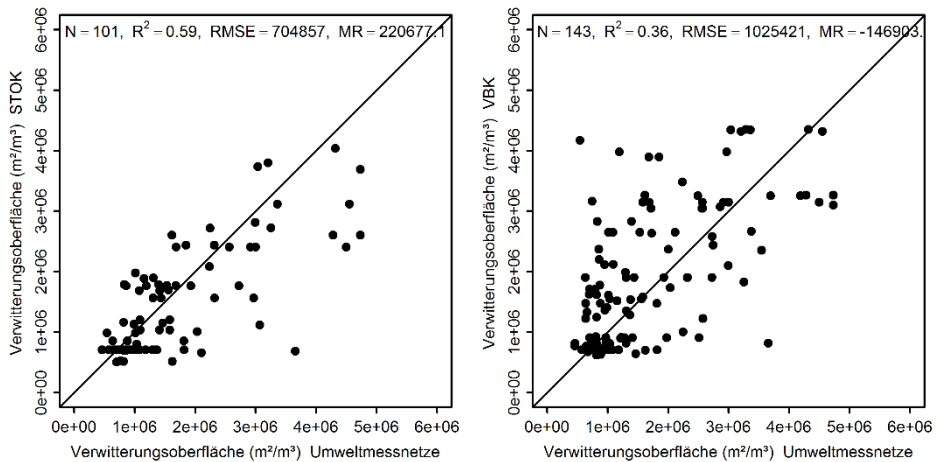


Abbildung 5: Beziehungen zwischen der Verwitterungsoberfläche (VOF) bis 90 cm Bodentiefe der Bodenprofile der jeweiligen Umweltmessnetze und der Standortskartierung (STOK) (linke Abb.) bzw. der Bodenübersichtskarte (VBK50) (rechte Abb.); organische Böden wurden nicht berücksichtigt

4 Schlussfolgerungen und Ausblick

Die verfügbaren räumlichen Bodeninformationen in Sachsen-Anhalt (Kombination der Standortkartierung mit den mittleren Merkmalsspiegeln der Lokalbodenformen) sind eine geeignete Datengrundlage zur flächenhaften Abschätzung wesentlicher bodenphysikalischer Parameter. Verbesserungen und Anpassungen sind hinsichtlich der Humus- und Skelettgehalte notwendig. Diese können z. B. durch die Aufbereitung und Auswertung von Altweiserprofilen für Sachsen-Anhalt erfolgen. Die große Unsicherheit bei der Ermittlung der nutzbaren Feldkapazität durch die kleinräumliche Variabilität der Skelettgehalte wird jedoch auch dadurch nur schwer zu verbessern bzw. beheben sein.

Danksagung

Die Autoren danken dem Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) und dem Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB) sowie dem Projektträger Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (BLE) für die Förderung der Arbeit im Rahmen des Waldklimafonds, Projekt „Veränderte Produktivität und Kohlenstoffspeicherung der Wälder Deutschlands angesichts des Klimawandels“ (WP-KS-KW) (FKZ 28WC400303).

Literatur

- AG BODEN (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung 5. Auflage, 438 S.
- AHRENDTS, B.; MEESENBURG, H.; DÖRING, C. u. JANSEN, M. (2010): A spatio-temporal modelling approach for assessment of management effects in forest catchments. Status and Perspectives of Hydrology in Small Basins. IAHS Publ. 336, 32-37
- BEAUDETTE, D. E.; ROUDIER, P. u. O'GEEN, A. T. (2013): Algorithms for quantitative pedology: A toolkit for soil scientists. *Computer & Geosciences*, 52, 258-268
- EVERS, J.; PAAR, U. u. EICHHORN, J. (2013): Bestätigt die BZE die Trophieeinschätzung der forstlichen Standortkartierung? Ergebnisse der BZE II in Niedersachsen, Hessen und Sachsen-Anhalt. *AFZ-DerWald*, 14, 11-55
- FLECK, S.; ALBERT, M.; PLAŠIL, P.; NAGEL, R.; SUTMÖLLER, J.; AHRENDTS, B.; SCHMIDT, M.; EVERS, J.; HANSEN, J.; OVERBECK, M.; SCHMIDT, W.; SPELLMANN, H. u. MEESENBURG, H. (2015): Pilotstudie zu den lokalen Auswirkungen des Klimawandels auf die Forstwirtschaft in ausgewählten Regionen Sachsen-Anhalts. *Beiträge aus der NW-FVA*, Band 13, 221 S.
- KOPP, D. u. JOCHHEIM, H. (2002): Forstliche Boden- und Standortformen des nordostdeutschen Tieflands als Datenbasis für die Landschaftsmodellierung. Verlag Kessel, 207 S.
- KOPP, D.; SCHWANECKE, W. u. SCHMIDT, W. (unveröffentlicht, in Bearbeitung): Merkmalsspiegel zur Kennzeichnung der wichtigsten forstlichen Lokalbodenformen Sachsen-Anhalts
- KOPTSIK, G.; TEVELDAL, S.; KOPTSIK, S. u. SRAND, L. (2002): Calculations of weathering rate and soil solution chemistry for forest soils in the Norwegian-Russian border area with the Profile model. A reply to the comment by M.E. Hodson. *Appl. Geochemistry*, 17, 123-127
- LICHTSTEIN, J. W.; SIMONS, T. R.; SHRINER, S. A. u. FRANZREB, K. E. (2002): Spatial autocorrelation and autoregressive models in ecology. *Ecological Monographs*, 72, (3), 445-463

- MOLLITOR, A. V.; LEAF, A. L. u. MORRIS, L. A. (1980): Forest soil variability on northeastern flood plains. *Soil Sci, Soc. Am. J.*, 44, (3), 617-620
- PARADIS, E.; CLAUDE, J. u. STRIMMER, K. (2004): APE: analyses of phylogenetics and evolution in R language. *Bioinformatics*, 20, 289-290
- PEBESMA, E. u. BIVAND, L. A. (2013): Package sp: Classes and methods for spatial data. [https:// r-forge.r-project.org/projects/rsatial/](https://r-forge.r-project.org/projects/rsatial/)
- PETZOLD, R.; BENNING, R.; GEMBALLA, R.; KARAS, F. u. ANDREAE, H. (2014): Aus alt mach neu. Altweiserdaten für die Ableitung und Regionalisierung bodenphysikalischer Eigenschaften in Sachsen. Tagungsband der Forstwissenschaftlichen Tagung, 203 S.
- PUHLMANN, H.; WILPERT, V. K. u. ERLER, K. (2007): Einfluss des Bodenskeletts und der Bestandesstruktur auf den Bodenwassertransport im Conventwald (Schwarzwald). *Dresdner Schriften zur Hydrologie*, 5, 299-308
- RUSS, A.; RIEK, W. u. WESSOLEK, G. (2013): Regionalisierung bodenphysikalischer Kennwerte auf Grundlage forstlicher Standortskarten. *Freiburger Forstliche Forschung*, 96, 113-127
- RYTTER, R.-M. (2012): Stone and gravel contents of arable soils influence estimates of C and N stocks. *Catena*, 95, 153-159
- SCHULZE, G., (1996): Anleitung für die forstliche Standortserkundung im nordostdeutschen Tiefland (Standortserkundungsanleitung) SEA 95 Teil A. Unter Mitarbeit von D. Kopp. 2. Auflage der SEA 74
- SCHULZE, G. (1998): Anleitung für die forstliche Standortserkundung im nordostdeutschen Tiefland (Standortserkundungsanleitung) SEA 95 Teil D. Bodenformen-Katalog. Merkmalsübersichten und -tabellen für Haupt- und Feinbodenformen. Unter Mitarbeit von D. Kopp. 3. Auflage
- SCHWANECKE, W. (1993): Merkmalstabellen für Haupt- und Lokalbodenformen der forstlichen Standortserkundung im Bundesland Sachsen-Anhalt. Teil: Mittelgebirge und Hügelland (Bodenformen-Katalog). Im Auftrag des Forstplanungsamtes Sachsen-Anhalt, Gernrode-Haferfeld
- SUTMÖLLER, J.; HENTSCHEL, S.; HANSEN, J. u. MEESENBURG, H. (2011): Coupled forest growth-hydrology modelling as an instrument for the assessment of effects of forest management on hydrology in forested catchments. *Adv. Geosci.*, 27, 149-154
- SVERDRUP, H. u. WARFVINGE, P. (1993): Calculating field weathering rates using a mechanistic geochemical model PROFILE. *Appl. Geochemistry*, 8, 273-283
- VEB Forstprojektiertung Potsdam (Hrsg.) (1974): Anweisung für die forstliche Standortserkundung in der DDR; Standortserkundungs-Anweisung (SEA; unter Leitung von KOPP, D. u. SCHWANECKE, W.). Potsdam
- VBK50: Vorläufige Bodenkarte Sachsen-Anhalt, Maßstab 1:50 000 (VBK 50). Landesamt für Geologie und Bergwesen (LAGB) Sachsen-Anhalt, Halle
- WOLFF, B. u. RIEK, W. (2006): Evaluierung von Verfahren zur Erfassung des Grobbodenanteils von Waldböden. Erarbeitung von Empfehlungen für die Anwendung dieser Verfahren im Rahmen der Bodenzustandserhebung im Wald – Endbericht. Wald+Boden Umweltconsult GmbH, Falkenberg, 59 S.
- WESSOLEK, G.; KAUPENJOHANN, M. u. RENGER, M. (2009): Bodenphysikalische Kennwerte und Berechnungsverfahren für die Praxis. *Bodenökologie und Bodengenese*, 40, 80 S.

Korrespondierender Autor:

Dr. Bernd Ahrends
Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt
Abt. Umweltkontrolle
Grätzelstraße 2
D-37079 Göttingen
bernd.ahrends@nw-fva.de

Dr. Silke Hafner
Dr. Jan Evers
Dr. Henning Meesenburg
Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt

Christian Steinicke
Wolfgang Schmidt
Vormals: Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt

Buchenschäden auf exponiertem Standort – eine Folge des Klima-(Witterungs-)wandels?

Damage to beech (*Fagus sylvatica* L.) on exposed sites – a result of climate (weather) change?

Norbert Asche

Zusammenfassung

Erhebliche Schäden an Rotbuchen wurden Anfang des Jahres 2013 in einem Buchenbestand in Vlotho-Uffeln, nördlich des Campingplatzes Borlefzen, festgestellt. Da die ökologische Amplitude der Buche groß ist, kann sie einzelne Witterungsextreme (wie z. B. 2003 mit warmtrockener Witterung) gut überstehen. Halten diese Änderungen aber über einen längeren Zeitraum an (wie in Vlotho), so hat dies Auswirkungen auf die Bäume. Schwingt die Witterung nach trockenwarmen Perioden wieder zu der ursprünglichen Wärme- und Niederschlagsverteilung zurück, so dürften sich wenig geschädigte Buchen erholen und an Vitalität gewinnen. Sollte sich das Klima jedoch langfristig ändern, so ist damit zu rechnen, dass sich die Buchenwälder an dem Südost-Hang in Vlotho an diese veränderten standörtlichen Gegebenheiten anpassen werden.

Stichworte: Rotbuche, forstliche Standorterkundung, Standortänderungen, Witterung, Klimawandel

Abstract

Early in 2013, in a beech (*Fagus sylvatica* L.) stand in Vlotho - Uffeln, north of the Borlefzen camping site, considerable damage to the trees was observed. Because beech has a broad ecological amplitude it can withstand isolated weather extremes (such as the unusually warm, dry weather in 2003). If these extreme conditions persist over a longer period (as in Vlotho) however, the trees can be affected. If, after such a dry, warm period, the weather returns to the normal temperature and precipitation pattern, the less damaged trees should be able to recover. If there is a long-term climate change, it can be expected that the beech stands on the south-west slope in Vlotho will adapt to the changed site conditions.

Keywords: beech, forest site mapping, changing site conditions, weather, climate change

1 Der Rotbuchen-Bestand

Erhebliche Schäden an Rotbuchen wurden Anfang des Jahres 2013 in einem Buchenbestand in Vlotho-Uffeln, nördlich des Campingplatzes Borlefzen, festgestellt. Der Bestand ist bzw. war ein Buchenaltholz, Ertragsklasse II,5-III, geschlossen bis dicht gedrängt. Forstliche Eingriffe wurden in den letzten Jahren nicht durchgeführt. Bei den Schäden handelte es sich u. a. um abgestorbene Kronenteile, z. T. mit Ersatzkrone im oberen Stammbereich, abgebrochene Äste und vollständig abgestorbene Bäume. Von diesen Schäden waren ca. 50 % der alten Buchen betroffen. Um Gefahren für eine unten am Hang verlaufende Kreisstraße und eine Bahnlinie zu vermeiden, wurde der geschädigte Bestand zwischen Kreisstraße und Hangweg im Frühjahr 2013 vollständig abgetrieben; oberhalb des Hangweges wurde der Buchenbestand mit den geschädigten Buchen belassen.

2 Merkmale des Waldstandortes

Die Fläche befindet sich an einem z. T. stark geneigten bis sehr steilen Südosthang (s. Abb. 1), dem südöstlich eine Wasserfläche vorgelagert ist. Folge dieser exponierten Lage ist ein – insbesondere am Oberhang – hoher Strahlungsgenuss und Verdunstungsanstoß. Die reale Länge der Vegetationszeit (Tagesmittel > 10 °C) beträgt ca. 170 bis 180 Tage und dauert von Anfang April bis Ende Oktober. In dieser Zeit fielen im Mittel der Periode 1961 - 1990 ca. 375 bis 400 mm Niederschlag, von dem nach Abzug der Interzeption im langjährigen Mittel ca. 300 bis 350 mm von den Bäumen transpiriert werden konnten. Bei den auf der Fläche vergesellschafteten Böden handelt es sich hauptsächlich um Braunerden verschiedener Entwicklungstiefe. Flachgründige Böden mit einer nutzbaren Wasser-

speicherkapazität (nWSK) von 50 bis 75 mm finden sich auf konvexen Hangbereichen, während tiefgründige Böden mit einer nWSK von über 200 mm sich in muldigen Lagen und am Unterhang gebildet haben. Der Gesamtwasserhaushalt der Flächen ist in Abbildung 2 (Klimaszenario 0) dargestellt. Er wurde als trocken bis frisch für den untersuchten Buchenbestand eingeschätzt. Die Mineralstoffversorgung wurde je nach Ausgangsgestein mit schwach bis gut bewertet.

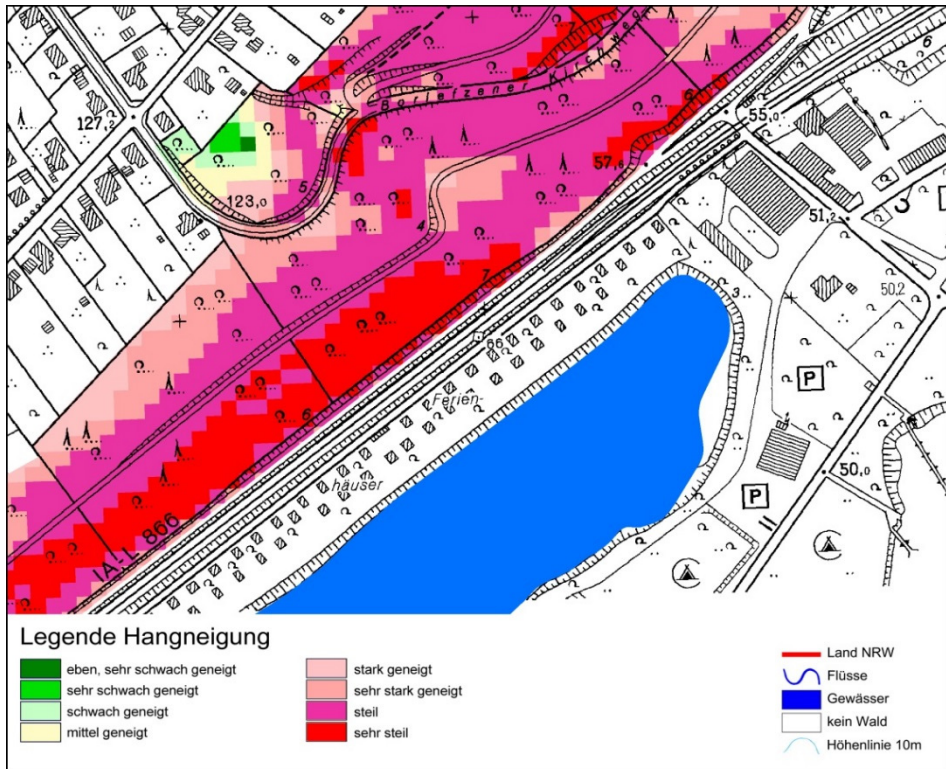


Abbildung 1: Hangneigung des Buchenbestandes

Ausgehend von diesen Standortmerkmalen und den Standortansprüchen der Rotbuche wird der untersuchte Bestand als standortgerecht eingeschätzt (s. Abb. 2, Klimaszenario 0). Auf östlich angrenzenden Flächen mit einem trockenen bis mäßig trockenen Gesamtwasserhaushalt ist die Buche nur als bedingt standortgerecht eingeschätzt worden (ASCHE 2001).

3 Lufttemperatur und Niederschlag in der Zeit 2000 bis 2013

Die klimatischen Gegebenheiten an einem Ort prägen das Erscheinungsbild der sich dort entwickelnden Vegetationsgesellschaften. Ändern sich die klimatischen Kennwerte, so wird sich auch die Vegetation ändern. Da für den Untersuchungsraum Daten einer Wetterstation nicht verfügbar bzw. unvollständig waren, wurden Temperatur- und Niederschlagsdaten der Station Bad Lippspringe des Deutschen Wetterdienstes für den Zeitraum 2000 - 2013 ausgewertet. Dabei wurde die monatliche Abweichung der Lufttemperatur bzw. der Niederschläge vom Mittel der Periode 1961 - 1990 gebildet. Die Ergebnisse sind in Abbildung 2 für die Lufttemperatur und in Abbildung 4 für die Niederschläge dargestellt.

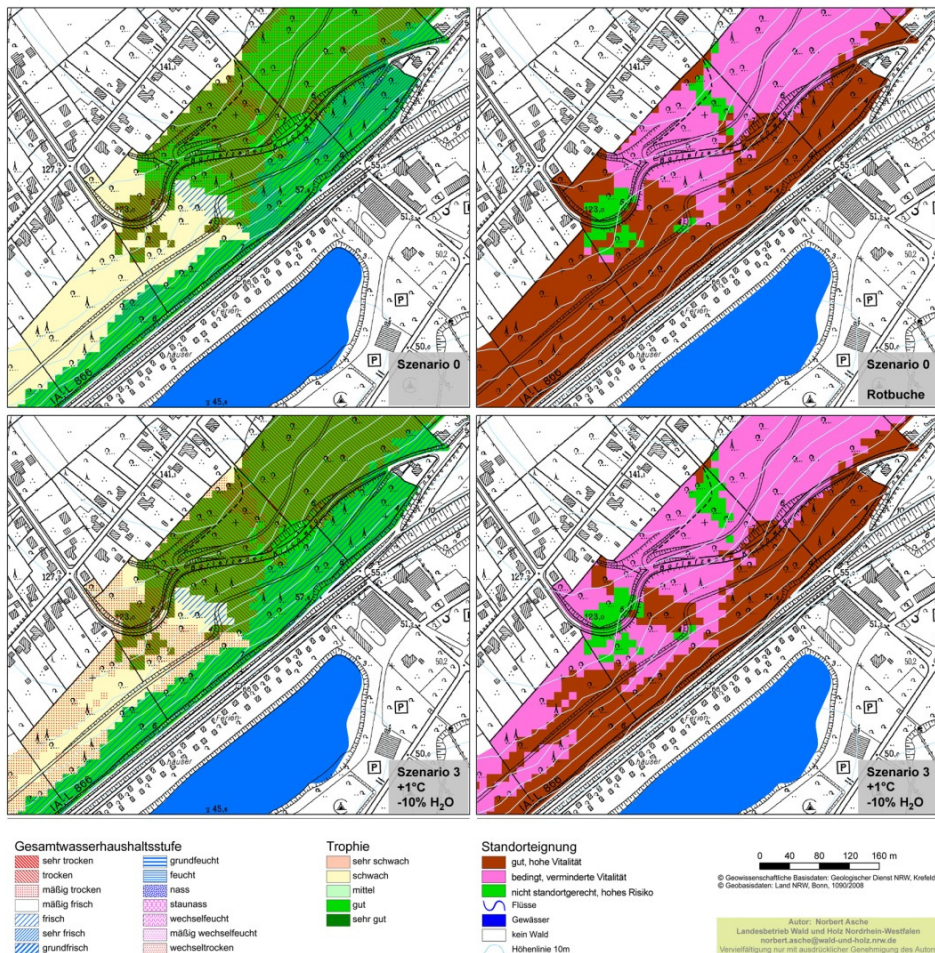


Abbildung 2: Standorttypen und Standortgerechtigkeit der Rotbuche, Klimaszenarien 0 und 3

In der Abbildung 3 ist deutlich zu erkennen, dass seit Anfang 2000 positive Abweichungen der Lufttemperatur vom langjährigen Mittel von 0,6 bis 1,9 °C in der Vegetationszeit (grüner Hintergrund) gemessen wurden. Gleichzeitig lagen die Niederschläge in der Vegetationszeit 2008 - 2013 10 bis 30 % unter den Werten, die im langjährigen Mittel erwartet werden können (s. Abb. 4). Auch wenn diese Werte nicht aus der unmittelbaren Umgebung des Buchenbestandes stammen, so zeigen sie doch, dass seit 2008 eine deutliche Verschiebung der Witterung bzw. der klimatischen Gegebenheiten in Richtung wärmer und trockener stattgefunden hat. Derartige, über längere Zeit anhaltende gerichtete Änderungen haben dann auch Auswirkungen auf die in dem Raum vergesellschafteten Ökosysteme.

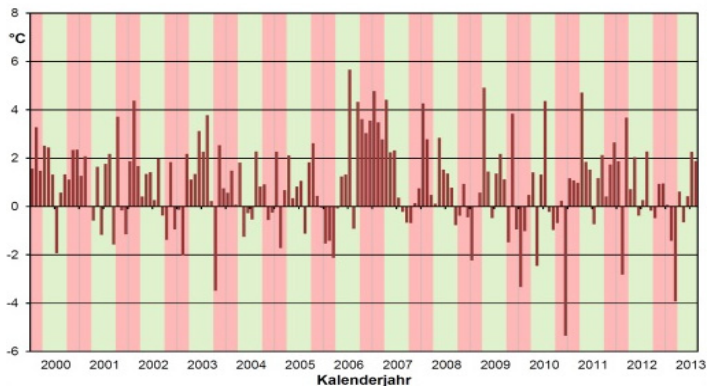


Abbildung 3: Abweichung der Lufttemperatur (°C) vom Monatsmittel der Periode 1961 - 1990 (grün unterlegt = Vegetationszeit)

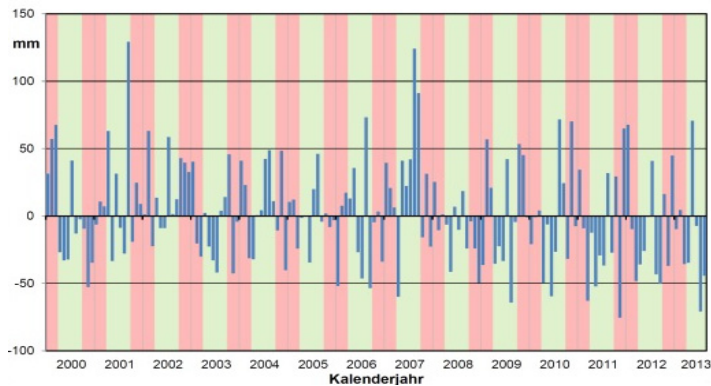


Abbildung 4: Abweichung der Niederschläge (mm) vom Monatsmittel der Periode 1961 - 1990 (grün unterlegt = Vegetationszeit)

4 Klima-(Witterungs-)änderungen, Standorttypen und Standortgerechtigkeit der Rotbuche

Das veränderte Klima bzw. die veränderte Witterung im Raum Vlotho hat deutliche Auswirkungen auf den Gesamtwasserhaushalt der Waldstandorte. Abbildung 2 zeigt die Verschiebung der Gesamtwasserhaushaltsstufe bei einer Temperaturerhöhung von 1 °C und um 10 % verminderten Niederschlägen in der Vegetationszeit (Klimaszenario 3). Flächen, die unter Nutzung der Klimadaten der Periode 1961 - 1990 als mäßig frisch eingestuft wurden, werden im Klimaszenario 3 den mäßig trockenen Bereichen zugewiesen. Diese Verschiebung hat dann auch Auswirkungen auf die Standortgerechtigkeit der Rotbuche: Flächen auf denen sie ursprünglich als voll standortgerecht eingestuft wurde, lassen bei den geänderten Standortmerkmalen eine verminderte Vitalität erwarten. Steigen die Temperaturen um 2 °C bzw. 3 °C bei um 10 % verminderten Niederschlägen, wird die Rotbuche nur noch an den Unterhängen als voll standortgerecht eingestuft (s. Abb. 5).

Seit dem Jahr 2008 war die Vegetationszeit in Vlotho (und auch anderen Orten) deutlich wärmer, länger und trockener als im langjährigen Mittel. Zudem erhöhte sich gegenüber dem langjährigen Mittel die Anzahl der Tage mit einem Tages Spitzenwert größer 25 °C um ca. 8 Tage. Da diese Änderungen nicht nur in einem Jahr auftraten (Extremjahr), sondern gerichtet über 5 Jahre, war die Elastizität des Buchenbestandes erschöpft. An den Wasserstress in der Vegetationszeit bzw. die veränderte Wasserhaushaltsstufe mussten sich die Rotbuchen anpassen. Diese Anpassung erfolgte bei weniger vitalen Bäumen durch vollständiges Absterben, bei geschwächten durch teilweises Absterben von Kronenteilen und die Bildung einer Ersatzkrone im unteren Stammbereich. Lediglich vitale Bäume mit einer ausreichenden Standfläche zeigten keine oder nur geringe Schäden bzw. Anpassungsmerkmale. Jedoch sind auch an diesen Bäumen weitere Schäden durch Insekten und Pilze zu erwarten, da auch sie anfällig gegenüber den zahlreichen Schadfaktoren sind (MANION 1981). Diese Faktoren waren Gegenstand der Untersuchungen von NIESAR (2014). Eine auf der Fläche vorhandene vitale Verjüngung zeigt jedoch, dass trotz dieser Anpassungen und Schäden Buchen auf der Fläche ein Element zukünftiger Wälder sein werden. Dabei dürfte jedoch die Biomasseproduktion unter den „neuen“ trocken-warmen Klima-(Witterungs-)merkmalen geringer sein, als die des geschädigten Bestandes, der unter günstigeren Bedingungen aufwuchs.

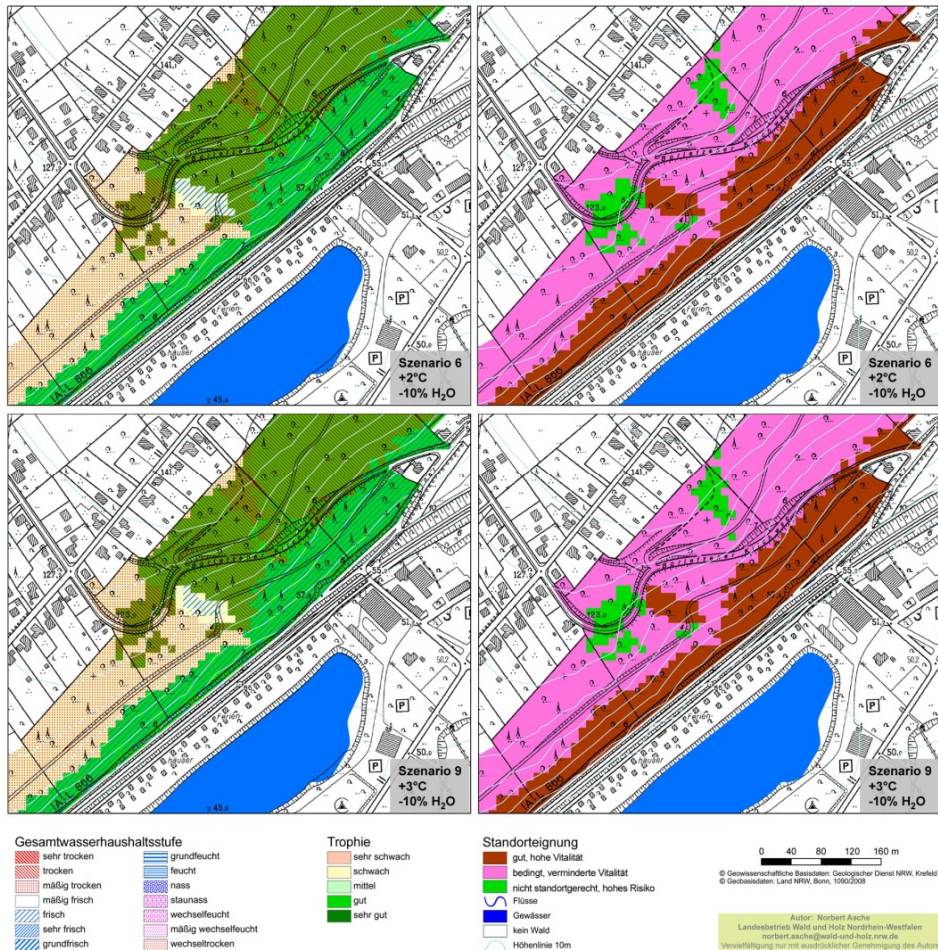


Abbildung 5: Standorttypen und Standortgerechtigkeit der Rotbuche, Klimaszenarien 6 und 9

5 Schlussbetrachtung

Die Rotbuche ist eine vitale und konkurrenzstarke Baumart im atlantischen Klimabereich. In Regionen mit einem warmen Klima und häufig wiederkehrenden Trockenperioden lässt ihre Konkurrenzkraft und Vitalität deutlich nach (ELLENBERG 1982). Da die ökologische Amplitude der Buche groß ist, kann sie einzelne Witterungsextreme (wie z. B. 2003 mit trocken-warmer Witterung) gut überstehen. Halten diese Änderungen aber über einen längeren Zeitraum an (wie in Vlotho), so hat dies Auswirkungen auf die Bäume. Dabei dürfte unter anderem die für den Frühjahrsaustrieb wichtige Einlagerung von Speicherstoffen am Ende der Vegetationsperiode behindert sein, wenn zu dieser Zeit die Wasserversorgung

begrenzt ist. Ist zudem der Wasserstress so groß, dass es zu Embolien im Wassertransportsystem kommt, führt dies zu einer schlechteren Versorgung der photosynthetisch aktiven Blätter, einer geringeren Biomasseproduktion und im Extrem zum Absterben von Kronenteilen oder ganzen Bäumen (CHOAT et al. 2012, ALLEN et al. 2010). Schwingt die Witterung nach trocken-warmen Perioden wieder zu der ursprünglichen Wärme- und Niederschlagsverteilung zurück, so dürften sich wenig geschädigte Buchen erholen und an Vitalität gewinnen. Sollte sich das Klima jedoch langfristig ändern, so ist damit zu rechnen, dass sich die Buchenwälder an dem Südost-Hang in Vlotho an diese veränderten standörtlichen Gegebenheiten anpassen werden.

Literatur

- ALLEN, C. D.; MACALADY, A. K.; CHENCHOUNI, H.; BACHELET, D.; MCDOWELL, N.; VENNETIER, M.; KITZBERGER, T.; RIGLING, A.; BRESHEARS, D. D.; HOGG, E. H.; GONZALES, P.; FENSHAM, R.; ZHANG, Z.; CASTRO, J.; DEMIDOVA, N.; LIM, J.- H.; ALLARD, G.; RUNNING, S. W.; SEMERCI, A. u. COBB, N. (2010): A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management*, 259, 660-684
- ASCHE, N. (2001): Standortgerechte Baumartenwahl in NRW. *AFZ-DerWald*, 16, 826-829
- CHOAT, B.; JANSEN, S.; BRODRIBB, T. J.; COCHARD, H.; DELZON, S.; BHASKAR, R.; BUCCI, S. J.; FIELD, T. S.; GLEASON, S. M.; HACKE, U. G.; JACOBSEN, A. L.; LENS, F.; MAHERALI, H.; MARTINEZ-VILALTA, J.; MAYR, S.; MENUCCINI, M.; MITCHELL, P. J.; NARDINI, A.; PITTERMANN, J.; PRATT, R. B.; SPERRY, J. S.; WESTOBY, M.; WRIGHT, I. J. u. ZANNE, A. E. (2012): Global convergence in the vulnerability of forest to drought. *Nature*, 491, 752-755
- ELLENBERG, H. (1982): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*. Ulmer Verlag, Stuttgart
- MANION, P. D. (1981): *Tree disease concept*. Prentice Hall Inc. Englewood Cliffs, New Jersey
- NIESAR, M.; KEHR, R.; DANESCU, N.; GEISTHOFF, J.; KUHLMANN, J.; LANDWEHRMANN, J. u. UHR, M. (2014): Neue Komplexschäden an Buche führen zu erheblicher Bruchgefahr. *AFZ-DerWald*, 15, 16-21

Autor:

Dr. Norbert Asche
Landesbetrieb Wald und Holz NRW
Lehr- und Versuchsforstamt Arnsberger Wald
Brößweg 40
D-45897 Gelsenkirchen
norbert.asche@wald-und-holz.nrw.de
www.wald-und-holz.nrw.de

Aktuelle Aspekte der Langzeitversauerung von oberirdischen Gewässern und Grundwasser in Deutschland

Current aspects of long-term acidification of surface waters and groundwater in Germany

Jochen Bittersohl, Wolfgang Walther und Henning Meesenburg

Zusammenfassung

Die Versauerung von Böden und Gewässern (oberirdische Gewässer, Grundwasser/Quellen) der Waldgebiete durch Säure bildende Luftschadstoffe ist kein historisches Phänomen, sondern auch in Deutschland immer noch wirksam. Umweltverwaltung und Wasserwirtschaft sind bei der Überwachung des Schadensverlaufs, Begleitung von Regenerationsbemühungen und wegen besonderer Aufwendungen bei der Nutzung versauerter Gewässer langfristig gefordert. Nach erfolgreicher Reduzierung der Schwefelemissionen bleiben die Emissionen von reaktivem Stickstoff (Stickoxide, Ammoniak, Ammonium) ein anhaltendes Versauerungsrisiko, zum Teil verstärkt durch remobilisierten Schwefel aus dem Bodenspeicher. Während in den Lockersedimenten des Norddeutschen Tieflands der vertikale Stofftransport zum Grundwasser die Versauerungsdynamik bestimmt, sind im Mittel- und Süddeutschen Bergland schnelle hangparallele Abflüsse und damit einhergehende Versauerungsschübe umfangreich beteiligt. Für das Grundwasser in

Norddeutschland ist eine langfristig wenig veränderte Versauerungssituation wahrscheinlich, während sich im Mittel- und Süddeutschen Bergland eine Regeneration abzeichnet. Sie ist auch für einen Großteil der versauerten Bäche und Kleinseen der Mittelgebirge nachgewiesen. Die Trinkwasserversorgung hat diese nach anfänglichen Problemen weitgehend im Griff, sie muss jedoch mit anhaltend erhöhten Belastungen bei Förder- und Verteilersystemen und der Wasseraufbereitung rechnen. Stabilisierungsmaßnahmen in betroffenen Waldökosystemen (Kalkung, Waldumbau) bewirken keine direkte Regeneration der Gewässer, aber einen begleitenden Schutz. Waldökosysteme müssen Garanten für eine hohe Wasserqualität bleiben.

Stichworte: Gewässerversauerung, Grundwasser, Maßnahmen gegen Gewässerversauerung, Wasserversorgung, Waldkalkung, Waldumbau

Abstract

The acidification of the soil and of water bodies (surface water, groundwater/springs) in forest areas caused by acid forming airborne pollutants is not a historical phenomenon, but rather an ongoing problem in Germany. Regenerating, monitoring and using acid waters are long-term challenges for environmental administrations and for the water industry. Despite a successful campaign to reduce sulphur emissions, the emission of reactive nitrogen compounds (nitrogen oxides, ammonia, ammonium) remains an acidification hazard. This risk is reinforced by remobilised sulphur from the soil. In the loose sediments of the north German lowlands, vertical transport to the groundwater defines the acidification dynamic. In the mid and south German highlands, however, fast downslope discharges causing acidification surges is the main mechanism. While it is probable that the acidification of the groundwater in north Germany will remain unchanged in the long-term, regeneration in the highland regions is indicated. This has been substantiated for the majority of the acidified streams and smaller lakes in the low mountain range. After initial difficulties, the water industry now has the problem largely under control, must however reckon with increased wear to pumping, distribution and water preparation systems in the long-term. Measures to stabilize affected forest ecosystems (liming, conversion from coniferous to deciduous forests) don't have a direct effect on water quality regeneration, but do provide a measure of protection against acidification. Forest ecosystems must remain a guarantee for high water quality.

Keywords: acidification of waters, groundwater, mitigation of acidification, water supply, forest liming, forest conversion

1 Gewässerversauerung als aktuelles Umweltthema

Die Versauerung von Böden und Gewässern (oberirdische Gewässer, Grundwasser/Quellen) wird in der Öffentlichkeit vielfach als historisches Phänomen im Zusammenhang mit dem „Sauren Regen“ und dem „Waldsterben“ gesehen. Jedoch sind die mit anthropogener Versauerung verbundenen Prozesse immer noch wirksam. Wir konstatieren:

- Wo Gewässer versauern, sind Umweltverwaltung und Wasserwirtschaft beim allgemeinen Gewässerschutz und insbesondere bei der Sicherstellung der Trinkwasserversorgung langfristig gefordert.
- Die Entwicklung systematischer Umweltüberwachungsprogramme, u. a. der staatlichen Überwachung von Fließgewässern, Seen und Grundwasser/Quellwasser, wurde entscheidend durch die Erfahrungen mit der anthropogenen Versauerung vorangetrieben.
- Die Versauerung von Ökosystemen ist in ihrem Ausmaß sowie ihrer medienübergreifenden und langfristigen Wirkung ein Beispiel für globale Umweltschäden.
- Die Stringenz der ergriffenen Gegenmaßnahmen (speziell Emissionsminderung) kann als Vorbild dienen für die Bewältigung anderer globaler Umweltprobleme.

In Ergänzung zu früheren Übersichten und Schwerpunktberichten betroffener Bundesländer (z. B. UBA 1984, BITTERSOHL et al. 1997, RATHKENS 2003, JANKOWSKI et al. 2007, LUBW 2010, SCHAUMBURG et al. 2010) wird die aktuelle Situation der Gewässer in Deutschland auch unter dem Aspekt der Wasserdienstleistungen des Waldes sowie der Nutzungsproblematik beleuchtet. Die Ausführungen stützen sich auf veröffentlichte Informationen und aktuelle Daten zu einzelnen Fallbeispielen, zum Teil in Anlehnung an BITTERSOHL et al. (2014). Bezüglich der in den Waldökosystemen ablaufenden Pufferprozesse bzw. Säure-Base-Reaktionen wird auf die einschlägige Literatur verwiesen. Das spezielle Phänomen der Gewässerversauerung infolge Braunkohletagebau wurde aktuell u. a. von GRÜNEWALD u. SCHÖNHEINZ (2014) beschrieben.

2 Säuredeposition nimmt ab – Restrisiken bleiben

Potentielle Säurebildner sind chemische Verbindungen des Schwefels und des Stickstoffs, die seit Beginn der Industrialisierung verstärkt in die Atmosphäre emittiert werden. Infolge intensiver Luftreinhaltungsmaßnahmen konnten die Emissionen von Schwefelverbindungen in Deutschland zwischen 1990 und 2010 um 91,5 % verringert werden. In Folge dessen wurde in ganz Mitteleuropa ein starker Rückgang der Schwefeldeposition in den Waldgebieten registriert. Der Rückgang ist an ehemals hoch belasteten Standorten, wie dem Fichtelgebirge, besonders ausgeprägt

(s. Abb. 1). Auch die Emissionen von Stickstoffoxiden, die dem Verkehrs- und Industriebereich zuzuordnen sind, gingen in Deutschland um 54,2 % zurück. Dagegen wurde beim reduzierten Stickstoff (Ammoniak, Ammonium), der überwiegend landwirtschaftlichen Quellen zuzuordnen ist, nur 20 % Emissionsminderung erreicht. Das bedeutet für die aktuelle Deposition von Säurebildnern: die Stickstoffkomponenten überwiegen, wobei die Deposition von Nitrat-Stickstoff deutlich abnimmt, von Ammonium-Stickstoff zum Teil auf hohem Niveau verbleibt. Von letzterem besonders betroffen sind Waldgebiete in Regionen mit intensiver Tierhaltung (MOHR et al. 2005).

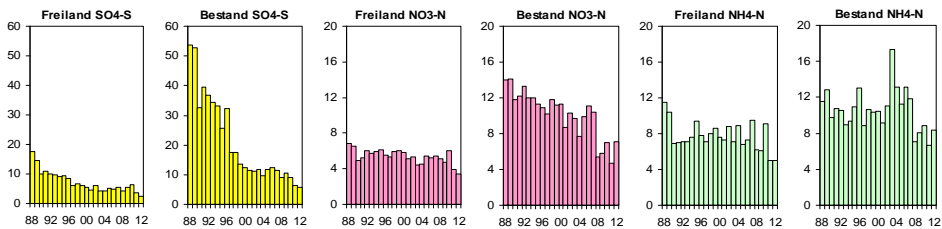


Abbildung 1: Deposition von Säurebildnern im Freiland (jeweils links) und Waldbestand (jeweils rechts) [kg/ha/a], Sulfat-Schwefel (gelb, links), Nitrat-Stickstoff (rot, Mitte), Ammonium-Stickstoff (grün, rechts). Hydrol. Intensivmessgebiet Lehstenbach/Fichtelgebirge (BLFU 2013 b)

Versauerungsempfindlich sind die Gebiete mit pufferschwachen (kalkfreien, basenarmen) Böden und Gesteinen. So betragen die Critical Loads (Ökosystem verträgliche Obergrenzen der Belastung) für Säure auf über 50 % der Waldfläche Deutschlands weniger als 1,5 kmol_c/ha/a (Ionenäquivalente pro Hektar und Jahr). Zwischen 1990 und 2007 nahm der Anteil der Flächen in Deutschland, auf denen die Critical Loads für Versauerung deutlich bis sehr deutlich überschritten wurden, von über 50 % auf unter 10 % ab (BULTJES et al. 2011). Für 40 % der sensiblen Gesamtfläche wurde nur noch eine geringe Überschreitung von 0 bis 1 kmol_c/ha/a ermittelt. Auch bei diesen geringeren Belastungen können Bodenvorräte an Säure puffernden basischen Kationen weiter abgebaut werden, so dass das Versauerungsrisiko für die nachgeordneten Gewässern anhält. Zudem werden infolge der nachlassenden Schwefeldeposition in den Verwitterungsdecken erhebliche Mengen an gespeichertem Sulfat-Schwefel remobilisiert. Dies kann die Regeneration versauerter Gewässer erheblich verzögern (ALEWELL et al. 2001).

3 Exkurs – Stofftransport zum Gewässer

Der Stoff- bzw. Säuretransport in der Landschaft wird maßgeblich von den Abflussvorgängen und Fließwegen des Wassers bestimmt. Zugeführte und im Untergrund freigesetzte Stoffe können entweder mit der Hangneigung in das nächstgelegene oberirdische Gewässer gelangen oder sie werden nach vertikaler Sickerpassage in das Grundwasser und gegebenenfalls von dort aus in das oberirdische Gewässer verfrachtet (s. Abb. 2).

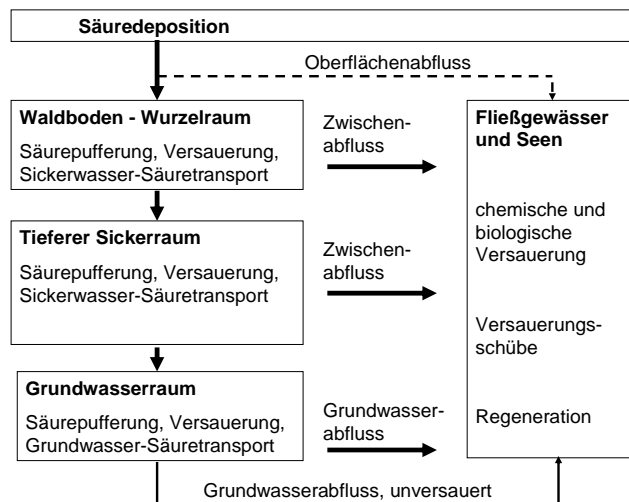


Abbildung 2: Stoffumsatzräume und Abflusskomponenten als Transportbahnen für atmosphärisch eingetragene und im Untergrund freigesetzte Säuren und Basen (aus BITTERSOHL et al. 2014)

Die Stoffbefrachtung der einzelnen Abflusskomponenten wird vom Stoffinhalt des Niederschlags, vom chemischen Zustand der durchflossenen Boden- und Gesteinsschichten sowie von den Feststoff-Wasser-Kontaktzeiten bestimmt. In den Lockersedimenten des Norddeutschen Tieflands überwiegt der vertikale Stofftransport mit dem Sickerwasser zum Grundwasser. Dagegen sind im Mittel- und Süddeutschen Bergland schnelle hangparallele Abflüsse aus Landoberflächen und Schneedecken sowie insbesondere aus den oberen Bodenhorizonten umfangreich beteiligt. Sie verursachen die saisonalen und episodischen Versauerungsschübe in die oberirdischen Gewässer, die die Biozönosen erheblich schädigen können (MEESENBURG 1997). Andererseits wird die Sicker- und Grundwasserpassage durch die laterale Stoffabfuhr partiell entlastet.

Das Grundwasser reagiert am Ende der Prozesskette des mehr oder weniger versauerten tieferen Sickertraums. Von Bedeutung ist hier die Lage der „Versauerungsfront“, die in der Regel eine obere versauerte Zone (Basensättigung BS der Festphase < 80 %) von einer tieferen unversauerten Zone (BS > 80 %) trennt

(MALESSA 1995). Reicht die Versauerungsfront in den Grundwasserschwankungsbereich hinein, kommt es zur episodischen Versauerung des Grundwassers. Eine gänzlich in das Grundwasser vorgedrungene Versauerungsfront kann zu chronischer Versauerung der über den Basisabfluss gespeisten Fließgewässer führen. Die Analyse der Stoffflüsse in einem Messprofil im Einzugsgebiet Lehstenbach/Fichtelgebirge zeigt beispielhaft, wie die deutliche Reduktion der Sulfateinträge ein Entlastungssignal Richtung Grundwasser bewirkte, dieses aber noch nicht maßgeblich beeinflussen konnte (s. Abb. 3). Das Sickerwasser der obersten Bodenschichten (gemessen in 0,5 m Tiefe) war im Zeitraum 2007 - 2010 nur noch gering belastet, entsprechend auch der hier generierte Zwischenabfluss. Andererseits wurden in der Festphase des tieferen Sickerbaus erhebliche remobilisierbare Sulfatmengen nachgewiesen (ca. 3.300 kg/ha, ALEWELL et al. 2001), die nachweislich den Prozess der gewässerseitigen Entsauerung verzögern (s. Kap. 5).

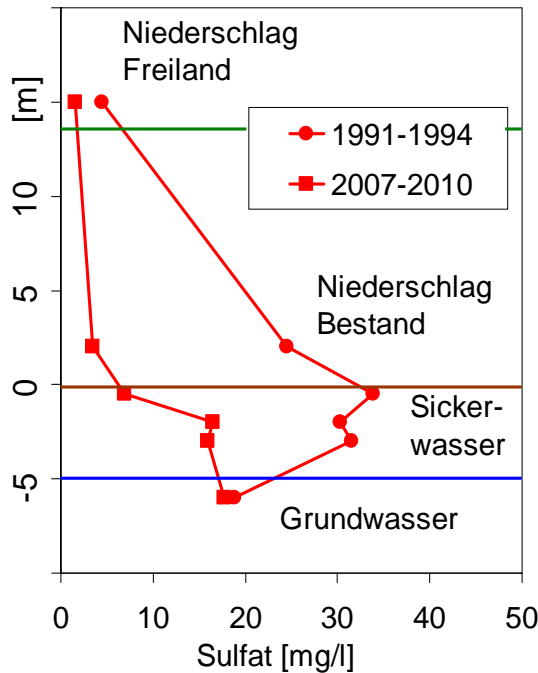


Abbildung 3: Entwicklung der Sulfatkonzentration im Niederschlag (Freiland, Waldbestand), Sickerwasser (3 Ebenen) und Grundwasser. Hydrologisches Intensivmessgebiet Lehstenbach/Fichtelgebirge (BLFU 2013a)

4 Versauerung des Grundwassers in Nord- und Süddeutschland

In den verbreiteten Lockergesteinsfolgen des Norddeutschen Tieflands ist das Grundwasser, soweit nicht durch Landwirtschaft und Siedlungen beeinflusst, zum Teil bis in über 10 m Tiefe versauert (FISCHER 1992, KUNKEL et al. 2004, WAESCH u. JANKOWSKI 2013). An 10 % aller flachen Grundwassermessstellen (0-10 m unter Gelände) wird deutlich versauertes Wasser mit pH-Werten von max. 5,7 angetroffen (s. Tab. 1). Hier erreichen 10 % aller Messstellen Aluminiumgehalte von mindestens 0,75 mg/l (nicht dargestellt), also weit über dem Trinkwassergrenzwert von 0,2 mg/l.

Tabelle 1: pH-Werte im Grundwasser (Daten ca. 1980 - 2000, nach KUNKEL et al. 2004)

	Norddeutsche Lockersedimente (nach Filtertiefe)			Saure Magmatite	Paläozoische Sedimente	Buntsandstein
Tiefe	< 10 m	10-25 m	25-50 m	Bohrungen und Quellen		
10-Perzentil	5,7	6,0	6,3	5,4	5,9	5,7
50-Perzentil	7,0	7,2	7,3	6,0	7,0	6,7

Bei stärkerer Sedimentverzahnung mit wechselnden Puffereigenschaften kann die Versauerungstiefe kleinräumig wechseln. Im Bereich der Wingst (Norddeutsche Geest) wurde die Versauerungsfront zwischen 11 und 27 m unter Gelände erbohrt (WALTHER et al. 2000).

In den versauerungsempfindlichen Festgesteinseinheiten Mittel- und Süddeutschlands wird häufig Quellwasser (als austretendes Grundwasser, vielfach Stütze ortsnaher Wasserversorgungen) untersucht. Tiefenabhängige Daten liegen daher nicht vor. Die niedrigsten pH-Werte (10 % aller Messstellen mit pH max. 5,4) finden sich im Grundwasser der sauren Magmatite und Metamorphite, das sind vorwiegend Granite und Gneise (s. Tab. 1). Aluminium wird mobilisiert, aber weniger stark als in den Norddeutschen Lockersedimenten. Die Versauerung dürfte meist einige Meter Tiefe erreichen, kann aber in aufgelockerten Gesteinen sowie wasserwegsam Kluft- und Störungszonen wesentlich tiefer gelangen. Hier sind oft die Fassungsanlagen von Wasserversorgungen platziert.

Für lange Zeitvergleiche steht oft nur der pH-Wert zur Verfügung, der (mit Einschränkung) leicht zu messen ist und trinkwassertechnische Bedeutung hat. Soweit Messdaten verfügbar, kann die tatsächliche hydrochemische Entwicklung mittels nicht pufferabhängiger Versauerungsindikatoren, z. B. Sulfat (vgl. Abb. 3) oder Alkalinität (nach REUSS u. JOHNSON 1985) genauer beschrieben werden.

Für das Grundwasser der Norddeutschen Lockersedimente liegen keine aktuellen Daten zu zeitlichen Trends vor. Beobachtungen, u. a. in den Trinkwassergewinnungsgebieten Senne, Fuhrberger Feld, Düşhorner Heide, Wingst, weisen darauf hin, dass sich versauerte Grundwasservorkommen trotz Rückgang der Säuredeposition und Entlastung der Waldböden nicht merklich verbessert haben (s. Kap. 6).

Für das Grund- und Quellwasser der Mittel- und Süddeutschen Festgesteine zeichnet sich eine Regeneration ab. Im Buntsandsteingebiet der Kleinen Kinzig (Baden-Württemberg) wurde eine Zunahme der pH-Werte um 0,1 bis 0,6 Einheiten zwischen 1994/96 und 2005/07 registriert (LUBW 2010). Für die Landesfläche Bayerns ermittelte NEUMANN (2014) eine deutliche Abnahme der Messstellen im pH-Bereich $< 5,5$, während die Anzahl der Messstellen im pH-Bereich 5,5 bis $< 6,5$ keine signifikante Veränderung zeigt. Ein (allerdings aus unterschiedlichen Messstellenkollektiven) ermittelter Datenvergleich deutet an, dass zwischen 1989 und 2007/09 sowohl im Kristallin- als auch im Buntsandsteingebiet Bayerns die Anteile versauerter Grundwasservorkommen ($\text{pH} < 6,0$) deutlich zurückgegangen sind (BLFU 2011). Besondere Ursachen der Regeneration können sein:

- nachlassende Intensität von Versauerungsschüben, die auf oberflächennahe Grundwasserschichten wirken
- zunehmende Entlastung der oberflächennahen, lateralen Fließwege, soweit sie auf flache Fließwege von Quellfassungen Einfluss haben

Bei Berücksichtigung der regionalen Vielfalt von Einflussfaktoren kann eine generelle Entlastungstendenz für das Grund- und Quellwasser in den deutschen Mittelgebirgen angenommen werden. Für einen kleinen Anteil ehemals hoch belasteter und stark versauerungsempfindlicher Vorkommen, besonders in den sauren Magmatiten (Granite, Gneise, etc.) und Quarziten, wird sich nur sehr langfristig eine Verbesserung einstellen.

5 Versauerung der Fließgewässer und Seen

Die oberirdischen Gewässer des Norddeutschen Tieflands sind wegen geringem Zwischenabfluss (s. Kap. 3) sowie Einflüssen aus Landwirtschaft und Besiedelung weitgehend von anthropogener Versauerung verschont. Im bewaldeten Bergland sind überwiegend die quellenahen Bachabschnitte und einzelne hochgelegene Kleinseen versauert. Vielfältige lokale Einflüsse wie die Höhe der Säuredeposition, die Versauerungsempfindlichkeit der Böden, die Lage der Versauerungsfront, die Säurespeicherung im Untergrund und die Ausprägung der Abflusskomponenten bestimmen den Versauerungsgrad der oberirdischen Gewässer und den Verlauf der Regeneration. Beispielhaft für die Spanne von Versauerungstypen und die Art ihrer Regeneration stehen der *Gräfenbach* im Hunsrück und die *Lange Bramke* im Harz (s. Abb. 4).

Gräfenbach: Sehr pufferschwacher Untergrund (Quarzite), Anstieg des pH-Wertes bedeutet Verringerung der Protonenkonzentration um ca. 80 %, episodische Versauerungsspitzen werden schwächer, chemischer Versauerungsstatus weiterhin „versauert“, biologischer Versauerungsstatus (Diatomeen, Makrozoobenthos) weiterhin „permanent sauer“ (SCHAUMBURG et al. 2010).

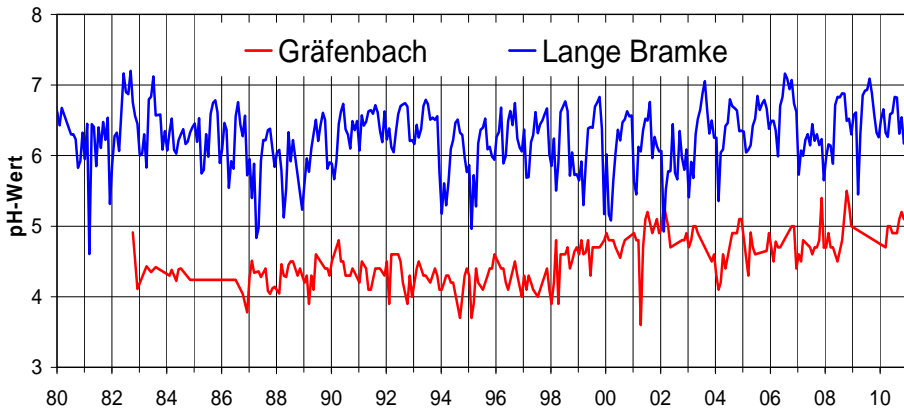


Abbildung 4: pH-Werte des Gräfenbachs (Hunsrück) 1983 - 2010 und der Langen Bramke (Harz) 1980 - 2010 (BLFU 2013b)

Lange Bramke: Mäßig pufferschwacher Untergrund (Schiefer), pH-Werte stabilisieren sich im schwach sauren Milieu, das dem natürlichen, unbelasteten Zustand (chemischer Status „versauerungsgefährdet“) nahekommt, extreme Versauerungsschübe bleiben weitgehend aus, biologischer Versauerungsstatus (Makrozoobenthos) steigt von Klasse 5 (permanent sauer) nach Klasse 2 (episodisch schwach sauer), wobei die Gesamt-Artenzahl deutlich ansteigt (SCHAUMBURG et al. 2010).

Der Zusammenhang von Versauerungsentwicklung und Fischpopulation ist wegen des erheblichen Beobachtungsaufwandes, vielfacher sonstiger Umwelteinflüsse und unklarer historischer Konstellationen schwierig zu fassen. Im Schwarzwald und Odenwald hat sich die Wasserqualität versauerter Bäche so weit verbessert, dass sich Bestandesdichte und Altersstruktur der Fischbestände erholen konnten (LUBW 2010). Soweit besonders im Frühjahr noch Versauerungsepisoden auftreten, können sie die Reproduktion von Bachforellen beeinträchtigen und die Population instabil halten. Andernorts noch anzutreffende, stark versauerte Bäche (z. B. im Fichtelgebirge, Erzgebirge) bleiben anhaltend besiedelungsfeindlich.

Nach Trenduntersuchungen für 79 Mittelgebirgsbäche in Deutschland setzte die allgemeine Regeneration Mitte der 1980er-Jahre ein (SUCKER et al. 2011). Sie ist z. B. an Hand der Indikatoren Sulfat (Abnahme bei 89 % aller Bäche), pH-Wert (Zunahme bei 67 %) und Aluminium (Abnahme bei 61 %) nachgewiesen. Langzeitmessungen in Mittelgebirgs-Einzugsgebieten haben nachgewiesen, dass die Sulfat-Austräge die abnehmenden atmosphärischen Einträge zunehmend übersteigen.

Durch Remobilisierung des noch im Sickerraum gespeicherten Sulfats wird die Regeneration der Gewässer erheblich verzögert (PRECHTEL et al. 2001). Die zeitlichen Trends sind für Nitrat – somit auch für den Anteil Stickstoff induzierter Versauerung – am wenigsten eindeutig, was auf die unterschiedlichen Einflüsse von Deposition, mikrobiellen Prozessen und Waldbewirtschaftung (einschließlich Kalkung) zurückzuführen ist.

Eine anthropogene Versauerung von Seen ist an etlichen hochgelegenen Kleinseen der Mittelgebirge zu beobachten. Die örtlich Stoffzufuhr (Quellbäche, Hangabflüsse, randliche Grundwasserzutritte) und seeinterne Umsätze bestimmen hier die Versauerungscharakteristik. Stichproben von 1999 zeigen einen versauerten Zustand (s. Tab. 2). Die damaligen hydrochemischen Hinweise auf beginnende Regeneration werden durch eine weitere positive Entwicklung bestätigt (SCHAUMBURG 2014). Soweit die Kleinseen des Bayerisch-Böhmischen Waldes einen (natürlichen oder künstlichen) Fischbestand hatten, ist dieser dem Versauerungsdruck ab den 1950er-Jahren zum Opfer gefallen. An versauerten Kleinseen des Schwarzwaldes zeigten die Amphibienpopulationen eine deutliche Verringerung der Schädigungsraten von Eiern und Larven sowie eine Erhöhung der Bestandesdichten (BÖHMER 2002).

Tabelle 2: *Kleinseen im Bayerischen-Böhmischen Wald, hydrochemischer Zustand im Spätsommer 1999 (aus VRBA et al. 2000)*

	Tiefe m	DO mg/l	pH	ANC μmol/l	DOC mg/l	SO ₄ mg/l	Al (ion.) mg/l
Rachelsee	0,5	8,20	4,97	-20	0,91	3,00	0,10
	12,5	0,10	5,93	151	3,21	2,02	0,03
Kleiner Arbersee	0,5	8,26	5,51	-1	2,95	3,08	0,03
	8	0,54	5,48	30	2,45	3,09	0,01

DO = gelöster Sauerstoff, ANC = Säureneutralisierungskapazität, DOC = gelöster organischer Kohlenstoff, Al (ion.) = Al³⁺, Al(OH)²⁺, Al(OH)₂⁺

6 Wasserversorgung – Probleme und Anpassungsmaßnahmen

Seit Mitte der 1980er-Jahre wurde erkannt, dass die Gewässerversauerung (hier überwiegend im Grundwasser) erhebliche Auswirkungen auf die Wasserversorgung hat (LÜCKEWILLE et al. 1984, STREBEL et al. 1984, RÖDER et al. 1984, BAUDISCH 1989, HARTING et al. 2000, WALTHER et al. 2000).

Infolge zunehmender Versauerung des gewonnenen Rohwassers waren folgende Probleme zu bewältigen:

- Verkrustung von Förderanlagen (Pumpen, Filter, Rohrleitungen)
- Korrosion, Lösung von Metallen in Verteilersystemen, u. U. auch in Hausinstallationen
- Unzureichende Aufbereitungstechnik bzw. Einhaltung von Grenzwerten (Entsäuerung, Entaluminierung, Filterung, Wartungsqualität)
- Mangelnde betriebswirtschaftliche Basis von Klein- und Kleinstanlagen (vor allem Quellen gestützte Ortswasserversorgungen im Süddeutschen Raum)
- Mangelnde Kenntnisse der Vorgänge im Zustromgebiet (hydrologisches Einzugsgebiet)
- Anfangs mangelnde Fachgrundlagen und Beratungskompetenz der Fachbehörden

Grundsätzlich können diese Probleme als technisch und organisatorisch überwunden gelten. Neben z. T. erheblichen Anfangsinvestitionen berichten betroffene Wasserversorger über langfristig erhöhte Aufwendungen, zumal sich die Versauerungssituation nicht wesentlich verbessert hat (KULASZEWSKI 2012, MÜLLER 2012, RAUE & ZANDER 2012, WARNKE 2012, HARTING et al. 2000). Diese zusätzlichen Aufwendungen werden nach Auskunft der Wasserversorger nicht gesondert registriert. Zu den seit den 1980er-Jahren getroffenen Maßnahmen gehören:

- Wiederholte Regeneration von Anlagenteilen (chemisch-physikalische Behandlung)
- Erneuerung korrodierter Anlagenteile, beschleunigter Ersatz veralteter Materialien
- Nachrüstung bzw. Neubau der Trinkwasseraufbereitungsanlage
- Verbessertes Einzugsgebietsmanagement, ggf. Erschließung unversauerter Vorkommen, ggf. Waldumbau (i. d. R. keine Waldkalkung wegen Nitrat-Austragsrisiko)
- Bei Kleinbetrieben und Einzelwasserversorgern vielfach
 - Verbessertes Betriebsmanagement und Wartungsniveau
 - Auflassung nicht sanierungsfähiger Anlagen
 - Bildung von Versorgungsgemeinschaften, Fernwasseranschluss

7 Was kann die Forstwirtschaft zur Regeneration beitragen?

Die in Waldgebieten gebildeten Wasservorkommen sind grundsätzlich als hochwertig einzustufen, bereichsweise jedoch durch die von außen hereingetragene Schadstoffbelastung, u. U. auch durch instabile Waldzustände, gefährdet oder beeinträchtigt. Forstwirtschaftliche Maßnahmen, die der Wiederherstellung eines stabilen, leistungsfähigen Waldökosystems dienen, können zur Stabilisierung der Wasserdienstleistungen des Waldes beitragen (s. Tab. 3). Allerdings ist eine kurzfristige Sanierung versauerter Bäche und Grundwasservorkommen mit forstwirtschaftlichen Methoden nicht zu erreichen. In Trinkwassereinzugsgebieten werden Waldkalkungen (mit Ausnahmen) sogar vermieden, da das Risiko erhöhter Nitratausträge aus Sicht des Grundwasserschutzes vielfach nicht hinreichend eingeschätzt werden kann.

Tabelle 3: *Wirkungen forstlicher Maßnahmen auf die Versauerung von Gewässern*

Ziele der Forstwirtschaft	Gewässer bezogene Wirkungen
Bodenkalkung Mittels Bodenkalkung Risiken aus abgelaufener und aktueller Bodenversauerung vermindern	<ul style="list-style-type: none"> - Pufferfähigkeit des Waldoberbodens wird wieder aufgebaut, oberflächennahe Wasserflüsse werden zum Teil säureentlastet (Zwischenabfluss in Bäche, Seen) - Keine (direkt) entlastende Wirkung im tieferen Sickerraum, aber möglicherweise Verlagerung gespeicherter Säure in den tieferen Sickerraum bzw. Grundwasser - An umsetzungsbereiten Standorten Bildung von Überschussnitrat (Versauerungspotential, Nitratbelastung des Grundwassers), hier soll nicht gekalkt werden - Risiko für Gewässer-Biozönosen bei Direkteintrag von Kalk in die Gewässer, diese sind samt Randstreifen auszusparen
Waldumbau Durch Entwicklung laubholzreicher Wälder und ggf. Bodenkalkung die Vitalität und Stabilität der Waldbestände erhöhen	<ul style="list-style-type: none"> - Deposition von Säurebildnern wird partiell gemindert, denn Laubholz und gemischte Bestände filtern weniger Schadstoffe aus der Luft (jedoch Verlagerung der Schadstoffe an andere Orte) - Höheres Stickstoffspeichervermögen von laubholzreichen Wäldern mindert Versauerungs- und Nitrat-austragsrisiko - Höhere Stabilität (gegen abiotische und biotische Risiken (Sturm, Schädlingsbefall)) mindert Versauerungs- und Nitrataustragsrisiko

8 Ausblick

Angesichts der schwierigen Gestaltung eines effektiven Gewässerschutzes in der landwirtschaftlich genutzten Fläche müssen die Wälder weiterhin als bevorzugte Lieferanten für saubere Gewässer und gutes Trinkwasser gepflegt und entwickelt werden. Die internationale Politik hat sich über wirksame Maßnahmen gegen die Versauerung unserer Lebensräume verständigen können. Warum sollte Entsprechendes zur Begrenzung des Klimawandels nicht möglich sein?

Literatur

- ALEWELL, C.; ARMBRUSTER, M. J.; BITTERSÖHL, J.; EVANS, C.; MEESENBURG, H.; MORITZ, K. u. PRECHTEL, A. (2001): Are there signs of aquatic recovery after two decades of reduced acid deposition in the low mountain ranges of Germany? *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 5, 367-378
- BAUDISCH, R. (1989): Verstopfung von Brunnenfiltern und Unterwasserpumpen durch Aluminiumoxide. *bbr*, 40, 270-274
- BITTERSÖHL, J., KÖLLING, C.; KREBS, M.; MORITZ, K.; MÜLLER, F.-X. u. VON BOHLEN, W. (1997): Grundwasserversauerung in Bayern. – Informationsber. Bayerisches Landesamt Wasserwirtschaft 1/97, München, 179 S.
- BITTERSÖHL, J.; WALTHER, W. u. MEESENBURG, A. (2014): Gewässerversauerung durch Säuredeposition in Deutschland – Entwicklung und aktueller Stand. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung*, 58, 260-273
- BLFU (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT) (2011): Daten aus dem Landesmessnetz Grundwasserbeschaffenheit (schriftl. Mitt. J. FRIPAN)
- BLFU (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT) (2013a): Daten aus dem Integrierten Hydrologischen Monitoring (schriftl. Mitt. N. FOULLOIS)
- BLFU (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT) (2013b): Daten aus dem Monitoringprogramm für versauerte Gewässer in der Bundesrepublik Deutschland im Rahmen der ECE (schriftl. Mitt. A. MAETZE)
- BÖHMER, J. (2002): Untersuchungen des Säurezustandes von Stillgewässern des Schwarzwaldes und des Odenwaldes mittels Bioindikatoren (Amphibien). LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (Hrsg.), <http://www.fachdokumente.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/91063/>, Zugriff am 20.8.2013 16:05
- BUILTJES, P.; HENDRIKS, E.; KOENEN, M.; SCHAAP, M.; BANZHAF, S.; KERSCHBAUMER, A.; GAUGER, T.; NAGEL, H.-D.; SCHEUSCHNER, T. u. SCHLUTOW, A. (2011): Erfassung, Prognose und Bewertung von Stoffeinträgen und ihren Wirkungen in Deutschland (Modelling of Air Pollutants and Ecosystem Impact - MAPESI). Texte Umweltbundesamt, Dessau-Rosslau, 97 S.
- FISCHER, J. (1992): Gefährdung der Grundwasserqualität durch Säureeintrag in das Grundwasser und Pilotmaßnahmen zur Sicherung der Trinkwasserversorgung. *DVGW-Schriftenreihe Wasser*, 73, 91-110
- GRÜNEWALD, U. u. SCHOENHEINZ, D. (2014): Bergbaubedingte Gewässerversauerung in der Niederlausitz – Ursachen, Ausmaß und Minderungskonzepte. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung*, 58, 274-285
- HARTING, H.; SCHMIDT, H.; GOENS, J. u. JAGEMANN, M. (2000): Versauerungserscheinungen in Grundwasser und Boden an Waldstandorten am Beispiel des Wasserschutzgebietes Düşhorner Heide. Bericht, unveröff., Bez.-Reg. Lüneburg, Außenstelle Verden

- JANKOWSKI, A.; SCHÜLTKEN, H.; HÖLSCHER, J.; WALTHER, W.; CRAMER, T.; REINSTORF, F.; HEBLACK, K.; MEESENBERG, H.; MEIWES, K. J.; BÖTTCHER, J.; MÜLLER, U.; MALESSA, V. u. AHRENDTS, B. (2007): Grundwasserversauerung: Methoden zur Gefährdungsabschätzung und Möglichkeiten zu Gegenmaßnahmen. Grundwasser 7, Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz, 39 S.
- KULASZEWSKI, O. (2012): schriftl. Mitteilung, Stadtwerke Bielefeld
- KUNKEL, R.; VOIGT, H.-J.; WENDLAND, F. u. HANNAPPEL, S. (2004): Die natürliche, ubiquitär überprägte Grundwasserbeschaffenheit in Deutschland. Umwelt, Band 47, Forschungszentrum Jülich
- LUBW (Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (Hrsg.)) (2010): Bericht zur Versauerung der Umwelt. 99 S.
- LÜCKEWILLE, A.; SPÄH, H. u. THESING, U. (1984): Aluminiumhydroxid – Ausflockungen in Quellbächen der Senne (Teutoburger Wald) als Folge saurer Niederschläge. Umweltbundesamt, Gewässerversauerung in der Bundesrepublik Deutschland, Materialien 1/84, 106-120
- MALESSA, V. (1995): Soil acidification gradients: Mode of development, status quo and classification. Water, Air, and Soil Pollution, 84, 303-321
- MEESENBERG, H. (1997): Untersuchungen zum Säure-Base-Status eines episodisch sauren Fließgewässers im Schwarzwald. Freiburger Geographische Hefte, 51, 154 S.
- MOHR, K.; SCHAAF, S.; HORVÁTH, B.; MEESENBERG, H. u. DÄMMGEN, U. (2005): Stoff- und Energieflüsse der im ANSWER-Projekt untersuchten Waldbestände. In: DÄMMGEN, U. (Hrsg.): Bestimmung von Ammoniak-Einträgen aus der Luft und deren Wirkung auf Waldökosysteme (ANSWER-Projekt). Landbauforschung Völknerode, Sonderheft 279, 69-94
- MÜLLER, G. (2012): schriftl. Mitteilung, Stadtwerke Kirchenlamitz, Fichtelgebirge
- NEUMANN, J. (2014): Saure Gewässer unter uns – Versauerung im Grundwasser. Vortrag, Tagung „25 Jahre Versauerungsmonitoring in Bayern“, 04./05.11.2014, Bayer. Landesamt f. Umwelt, Hof
- PRECHTEL, A.; ALEWELL, C.; ARMBRUSTER, M.; BITTERSÖHL, J.; CULLEN, J. M.; EVANS, C.; HELLIWELL, R.; KOPACEK, J.; MARCHETTO, A.; MATZNER, E.; MEESENBERG, M.; MOLDAN, F.; MORITZ, K.; VESELY, J. u. WRIGHT, R. F. (2001): Response of sulphur dynamics in European catchments to decreasing sulphate deposition. Hydrol. Earth Syst. Sci., 5, 311-325
- RATHKENS, K. (2003): Wirkungen der Gewässerversauerung auf Fische und Amphibien. In: LANDESAMT FÜR UMWELT BADEN-WÜRTTEMBERG (Hrsg.): Medienübergreifende Umweltbeobachtung – Stand und Perspektiven, Tagungsband zur Tagung der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg vom 18. Juni 2003 in Karlsruhe, 95-101
- RAUE, W. u. ZANDER, O. (2012): schriftl. Mitteilung, Stadtwerke Hannover
- REUSS, J. O. u. JOHNSON, D. W. (1985): Effect of soil processes on the acidification of water by acid deposition. J. Environ. Q., 14, 26-31
- RÖDER, R.; SCHRETZENMAYR, G. u. SIXT, K. (1984): Saures, oberflächennahes Grundwasser und Oberflächenwasser als Rohstoff für die Trinkwasserversorgung in Bayern. Umweltbundesamt, Gewässerversauerung in der Bundesrepublik Deutschland, Materialien 1/84, 315-326
- SCHAUMBURG, J.; MAETZE, A.; LEHMANN, R.; KIFINGER, B.; CORING, E. u. BALTZER, S. (2010): Konvention über den weiträumigen, grenzüberschreitenden Transport von Luftverunreinigungen. Monitoringprogramm für versauerte Gewässer durch Luftschadstoffe in der Bundesrepublik Deutschland im Rahmen der ECE. Bericht der Jahre 2007-2008. Bayerisches Landesamt für Umwelt, Augsburg, 134 S.
- SCHAUMBURG, J. (2014): Versauerungsmonitoring Seen – Historie und Entwicklung. Vortrag, Tagung „25 Jahre Versauerungsmonitoring in Bayern“, 04./05.11.2014, Bayer. Landesamt f. Umwelt, Hof
- STREBEL, O.; BÖTTCHER, J. u. RENGER, M. (1984): Einfluß von Boden und Bodennutzung auf die Stoffanlieferung an das Grundwasser. Proceedings of the Internat. Symposium on „Recent Investigations in the Zone of Aeration (RIZA)“, Vol. 2, Munich, 263-269
- SUCKER, C.; WILPERT, K. V. u. PUHLMANN, H. (2011): Acidification reversal in low mountain range streams of Germany. Environmental Monitoring and Assessment, 174, 65-69

- UBA (UMWELTBUNDESAMT) (1984): Gewässerversauerung in der Bundesrepublik Deutschland. Materialien 1/84
- VRBA, J. (Hrsg.) (2000): Acidified Lakes in the Bohemian/Bavarian Forest – History, Present and Future. Proceedings of the International Workshop, Ceske Budejovice, March 21-23 2000, Siva Gabreta, 4, Vimperk
- WAESCH, T. u. JANKOWSKI, A. (2013): schriftl. Mitteilung. NLWKN (Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz), Betriebsstelle Hannover-Hildesheim
- WALTHER, W.; CRAMER, T.; HEBBLACK, K. u. REINSTORF, F. (2000): Säureeinträge und Einträge von Stickstoff über den Luftpfad und deren Auswirkungen auf Boden und Grundwasser im Bereich der Wingst / Niedersachsen. Abschlussbericht im Auftrag des Niedersächsischen Umweltministeriums, Hannover, TU Dresden, Institut für Grundwasserwirtschaft
- WARNKE, A. (2012): schriftl. Mitteilung. Wasserverband Wingst

Korrespondierender Autor:

Dr. Jochen Bittersohl
Aindorferstr. 2
D-80686 München
jochen.bittersohl@gmx.de

Prof. Dr.-Ing. Wolfgang Walther
Vormals: TU Dresden, Institut für Grundwasserwirtschaft

Dr. Henning Meesenburg
Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt

Räumliche Variabilität von Wassergehalten in Waldböden – Resultat unterschiedlicher Bodeneigenschaften und Bestandesstrukturen

Spatial variability of water contents in forest soils – impact of varying soil properties and stand structures

Peter Hartmann, Simon Kolb und Klaus von Wilpert

Zusammenfassung

Der Bodenwasserhaushalt in Waldökosystemen weist oftmals eine starke räumliche Variabilität auf. Ziel dieser Untersuchung ist es, herauszufinden, inwieweit inhomogene Bestandesstrukturen sowie variable Bodeneigenschaften als ursächlich für heterogene Bodenwassergehalte anzusehen sind. Im Rahmen des Projektverbundes FunDivEurope wurden in sechs Regionen Europas naturnahe Wälder mit variabler Diversität untersucht. Auf mehreren, jeweils 30 x 30 m großen Flächen pro Region wurden die aktuellen Bodenwassergehalte an je 32 Punkten in unterschiedlichen Bodentiefen gemessen. Zusätzlich wurden Bodenkennwerte sowie Bestandesparameter an diesen Punkten und Diversitätsparameter für die Gesamtflächen erfasst. Mit multivariater Analyse (boosted regression trees, BRT) wurden Modelle erstellt, die plausible Zusammenhänge zwischen der Zielgröße „Wassergehalt“ bzw. „Variationskoeffizient der Wassergehalte pro Fläche“ und den Bestandes- und Bodenparametern identifizieren. Dabei liefern die bodenphysikalischen Kenngrößen

(Bodenart, Steingehalt, Lagerungsdichte) plausible und theoriekonforme Erklärungsbeiträge zum Gesamtmodell. Zusammen mit der Bodentiefe, welche als räumliche Variable den lateralen Wasserfluss stellvertretend abbildet, liegt der Erklärungsanteil der Bodenparameter bei 35 % bis knapp 80 %. Dabei ist der Anteil bei intermediären Feuchtebedingungen am geringsten, in feuchten Situationen bei ca. 40 % - 60 %, und im trockensten Gebiet bei ca. 80 %. Umgekehrt nehmen die Anteile der Bestandesparameter an der Gesamterklärung der Modelle zu. So sind der Blattflächenindex (LAI), die Bestandesgrundfläche und der Brusthöhdurchmesser (BHD) als Stellvertretergrößen der Interzeption und lokalen Transpiration mit unterschiedlicher Gewichtung in den finalen Modellen vertreten. Zusätzlich nehmen die Variationskoeffizienten der Wassergehalte sowohl mit der räumlichen Verteilung (geklumpt > gleichmäßig) als auch mit der spezifischen Diversität (Shannon-Index) der Bestände zu.

Stichworte: Bodenwassergehalt, Boosted Regression Trees, bodenphysikalische Eigenschaften, Bestandesstrukturen, Diversität

Abstract

The soil moisture regime in forest ecosystems often displays a marked spatial variability. The aim of this study is to determine to what extent uneven stand structure and variable soil properties can be seen as causes of the heterogeneous water content of soils. Within the framework of the FunDivEurope Project, near-natural forests with varying diversity were studied in 6 regions in Europe. The soil water content was measured in different depths at 32 points in each of several 30 m x 30 m plots per region. Soil properties and stand parameters were also recorded at these points, while diversity parameters were recorded for the whole plot. Models were created using multivariate analysis (boosted regression trees - BRT) to identify plausible relationships between “water content” or “the variability coefficient of the water content per area”, respectively, and the stand and soil parameters. The soil physical properties texture, stone content and bulk density contribute plausible and in accordance with current soil physical theories to the explained variance of the whole model. Together with soil depth, which is used as a spatial proxy for lateral water flow, the soil parameters explain between 35 % - 80 % of the variability in soil water content. This share of the explained variance of the model is least in areas with intermediary soil moisture conditions, lies between 40 % - 60 % in areas with high soil moisture and is highest (approx. 80 %) in dry areas. The contribution of the stand parameters to the total model explanation increased as that of the soil parameters decreased. Leaf area index (LAI), basal area and diameter at breast height (DBH) were included as proxies for interception and local transpiration and given different weightings in the final model. The variation coefficient of the water content increased with the spatial distribution (clumped > evenly distributed) and with the specific diversity (Shannon index) of the stands.

Keywords: soil water content, boosted regression trees, soil physical properties, stand structure, diversity

1 Einleitung

Diese Studie ist Teil des Projektes FunDivEUROPE (*FUN*ctional significance of forest bio*DIV*ersity in *EUROPE*, gefördert von *EU-FP7*, grant agreement No. 265171), welches funktionelle Biodiversitätsforschung innerhalb der Wälder mit der Erforschung der ökologischen Prozesse und Funktionen verbindet. Ziel ist es, die funktionelle Bedeutung der Artenvielfalt europäischer Waldtypen zu bestimmen und die Effekte von Biodiversität auf die Ökosystemfunktionen wie Holzproduktion, Kohlenstoffspeicherung und Wasserqualität zu definieren. Darüber hinaus soll untersucht werden, ob und welchen Einfluss die Artenvielfalt unter sich ändernden Klimabedingungen auf die Ökosystemfunktionen ausübt (SCHERER-LORENZEN et al. 2005). Im Teilprojekt „Einfluss der Baumartendiversität auf Wasserflüsse und Elementkreisläufe“ (WP T3.10) werden u. a. die systemischen Zusammenhänge zwischen Bestandesstrukturen und Bodenwassergehaltsverteilung untersucht.

Waldböden spielen eine wichtige ökosystemische Rolle als Puffer, Filter und Wasserspeicher. Um die effektive Ausprägung dieser Rollen bewerten zu können, sind grundlegende Kenntnisse der Prozesse und Steuergrößen des Waldbodenwasserhaushalts notwendig. Ausprägung und Variabilität von Bodenwassergehalten in Waldböden sind das Resultat des Zusammenspiels von Bodenmatrix, Vegetation und Klima. Die Bodenmatrix wird dabei durch die Porengrößenverteilung beschrieben, der für die Wasserspeicherung und Wasserflüsse im Boden maßgebliche Parameter. Die Porengrößenverteilung wiederum ist u. a. Resultat von Bodenart, Lagerungsdichte und Steingehalt. Diese Parameter zu erfassen, bzw. zu definieren, ist deshalb obligat, will man den Bodenwasserhaushalt beschreiben. Die Bodenmatrix ist Wurzelraum, somit reagieren die Bodenwassergehalte direkt auf die Transpiration des Bestandes. Diese abzubilden kann bei einfacher Instrumentierung nur über eine indirekte Abschätzung anhand von Messungen der Bestandesstrukturen erfolgen, da Alter, Höhe, räumliche Verteilung sowie die Baumartenzusammensetzung die Transpirationsleistung eines Bestandes beeinflussen (BRÉDA et al. 1995, EWERS et al. 2005, GEBAUER et al. 2012, GRANIER et al. 2000, KOMATSU u. HOTTA 2007, KÖSTNER et al. 2002, LUNDBLAD u. LINDROTH 2002, MOORE et al. 2011, PHILLIPS et al. 2002, RINGGAARD et al. 2012). Des Weiteren haben die Bestandeseigenschaften variablen Einfluss auf das Bestandesklima, den Bestandesniederschlag, den Stammabfluss sowie die Evaporation (ANDRÉ et al. 2011, BOUTEN et al. 1992, GARCIA-ESTRINGANA et al. 2010, KOMATSU u. HOTTA 2007, STAELENS et al. 2006, STAELENS et al. 2008), welche wiederum direkt und indirekt die räumliche Verteilung der Wassergehalte im Boden beeinflussen.

In der vorliegenden Studie werden folgende Arbeitshypothesen überprüft: Die räumliche Variabilität der Bodenwassergehalte wird von bodenphysikalischen Eigenschaften gesteuert und hängt von Strukturen sowie Diversitätseigenschaften des Bestandes ab. Einen Ansatz zur Bestimmung des Einflusses der Parameter auf zum Beispiel die Variabilität des Wassergehalts im Boden bietet multivariate Statistik.

2 Material und Methoden

2.1 Untersuchungsgebiete

Um einen möglichst weitreichenden Überblick über die verschiedenen europäischen Vegetationszonen, Umweltbedingungen und Bewirtschaftungsformen zu erhalten, wurden sechs Regionen (50 x 50 km) ausgewählt und intensiv beprobt. Insgesamt 274 Flächen (mit je einer Grundfläche von 30 x 30 m) sind als Versuchsflächen ausgewiesen. Jeweils 10 repräsentative Monokultur- und Mischbestandsflächen pro Region davon werden für eine intensive Beobachtung mit Messinstrumenten ausgestattet (HIPs = highly instrumented plots). Diese Flächen wurden i. d. R. in einem Zeitraum hoher Wassergehaltsvariabilität in der Hauptvegetationsphase untersucht (Stichtagsmessung). Eine Zusammenfassung der naturräumlichen Eigenschaften der Regionen sowie einer Bewertung der Wasserhaushaltssituation findet sich in Tabelle 1.

2.2 Untersuchte Parameter

Der Aufbau sowie die erfassten Parameter auf jedem HIP sind schematisch in Abbildung 1 dargestellt. Neben den Wassergehalten, welche mittels TDR-Technik gemessen wurden, sind für alle Punkte Bodenparameter mittels Feldmethoden (Lagerungsdichte, Bodenart und Steingehalt nach AD-HOC-AG BODEN 2005) sowie die Kroneneigenschaften mittels Foto-Auswertung (Blattflächenindex LAI_e, in Anlehnung an MACFARLANE et al. 2007) und der relative Flächenanteil der Kronensituationen (x = Kronenmitte, y = Kronenrand, z = Lücke) bestimmt worden. Die Eigenschaften der Bäume (Bestandesgrundfläche, Brusthöhendurchmesser, Spezies, Diversitätsparameter Shannon-Index und die Baumartenanzahl) wurden durch Projektteilnehmer bereitgestellt. Für alle Messpunkte der Stichtagsmessung wurden aus diesen Daten mittlere bzw. summarische Werte der numerischen Bestandesparameter in abgestuften Umkreisen um die Messpunkte (Radius 2, 4 und 6 m) berechnet (z. B. mittlerer BHD in 2 m Umkreis). Aus der räumlichen Verteilung der Bäume wurde zusätzlich der R-Aggregationsindex berechnet, welcher das horizontale Baumverteilungsmuster wiedergibt (CLARK u. EVANS 1954). Dabei wird einem Wert von 1 eine gleichmäßige Verteilung zugeschrieben, geringere Werte bilden eine „Klumpung“ auf der Fläche ab.

Tabelle 1: Übersicht über die Untersuchungsregionen

	FIN	POL	GER	ROM	SPA	ITA
Land	Finnland	Polen	Deutschland	Rumänien	Spanien	Italien
Region	Nordkarelien	Bialowieza-Nationalpark	Hainich-Nationalpark	Râșcua Tal, Karpaten	Alto Tajo-Naturpark	Toskana
Vegetation	Borealer Nadelwald	Hemiborealer Wald	Buchenwald	Buchenwald	Mediterraner Mischwald	Thermophiler Laubwald
Topographie, Höhe ü. NN	Ebene, 80-200 m	Ebene, 134-186 m	Ebene, 500-600 m	Mittelhang, 600-1000 m	Hügelland, 960-1400 m	Hügelland, k. A.
Jahresdurchschnittstemperatur	2,1 °C	6,9 °C	6,8 °C	6,8 °C	10,2 °C	13,5 °C
Jahresniederschlag	700 mm	627 mm	775 mm	800 mm	499 mm	950 mm
Ausgangssubstrat	Glimmerschiefer	Fluvioglaziale Sedimente	Kalkstein	Sandstein	Kalkstein, Mergelstein	Sandstein, Konglomerat, Kalkstein
Vorherrschende Bodentypen	Podzols (skeletal)	Podzols, Luvisols	Cambisols (eutric, calcare)	Cambisols (eutric)	Cambisols (eutric, calcare)	Cambisols (dystric)
Stichtagsmessung	08/2012	07/2012	05/2013	04/2016	04/2012	07/2013
Vegetationsperiode (VP)	Haupt-VP	Haupt-VP	Anfang VP	Anfang VP	Anfang VP	Ende VP
Bewertung Wasserhaushalt	feucht	intermediäre Feuchte	feucht, beginnende Austrocknung	feucht, beginnende Austrocknung	feucht, beginnende Austrocknung	sehr trocken

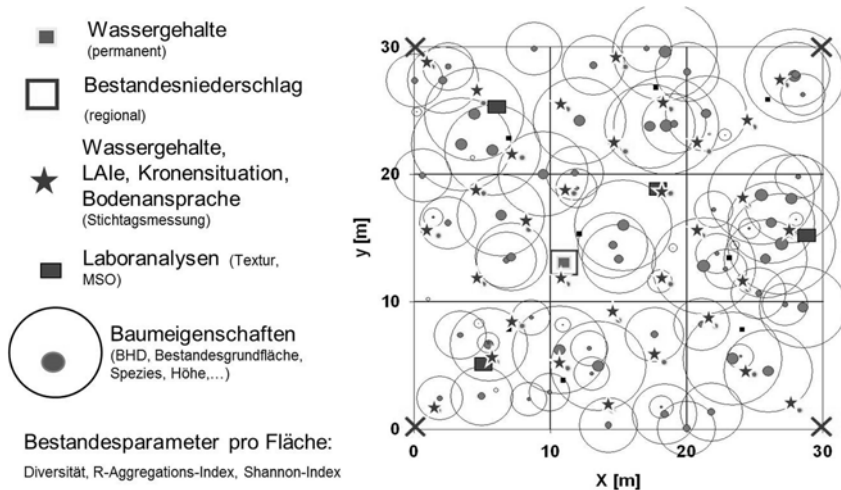


Abbildung 1: Schematischer Aufbau einer Intensivmessfläche. Neben Permanentmessungen der Wassergehalte wurden an regional ausgewählten Flächen Bestandesniederschläge gemessen. Zu den Stichtagsmessungen wurden an 32 Punkten (Sterne) die beschriebenen Parameter gemessen. An ausgewählten Punkten wurden Proben für Laboranalysen gewonnen, die zur Validierung der Schätzparameter genutzt wurden.

2.3 Statistische Auswertungen

Die Wassergehalte werden als Resultat der zuvor vorgestellten Parameter angesehen. Daher kann nur eine multivariate Analyse Aufschluss über mögliche Zusammenhänge geben. Da die Parameter unterschiedlichen Typs und variabler und z. T. unbekannter Verteilung sind, bietet sich die Analyse mit Boosted Regression Trees (BRT) an. BRT ist eine Ensemble-Methode, bei der Regressionsbäume mittels Boosting (Algorithmus der automatischen Klassifizierung, der mehrere schwache Klassifikatoren zu einem einzigen guten Klassifikator mittels Minimierung der nicht erklärten Varianz zusammenfügt) zu einem aussagekräftigen Modell verbunden werden. Neben der hohen Freiheit an Parametereigenschaften ist BRT unanfällig für Ausreißer, schwache Parameter haben keinen Einfluss auf das Modell, Interaktionen werden automatisch identifiziert und eine Überanpassung wird durch das Aufteilen in Trainings- und Validierungsdatensatz vermieden. Das finale BRT-Modell ist eine lineare Kombination aller berechneten Entscheidungsbäume. Die Modellgüte wird anhand der Korrelation mit den Trainings- als auch den Validierungsdaten sowie des Restfehlers bewertet. Der Einfluss der einzelnen Parameter wird anhand des prozentualen Einflusses als auch anhand des absoluten Effekts auf das Modellergebnis interpretiert. Die Analysen wurden mit dem Paket „dismo“ der Statistiksoftware „R“ durchgeführt (DE'ATH 2007, ELITH et al. 2008).

Vor der Erstellung der finalen Modelle wurden alle verfügbaren Parameter in die Einzelmodellen integriert und mittels schrittweiser Parameterselktion auf diejenigen reduziert, die sich in den meisten Modellen durchgesetzt haben, bzw. welche als erklärungsrelevant erachtet werden (z. B. Sandgehalt und Kronensituation). Somit können im Einzelfall auch Parameter zur Anwendung kommen, die kaum einen Beitrag zur Erklärungsgüte des Modells leisten, was das Modell jedoch nicht verfälscht.

Es wurden einzelne Modelle für jede Region berechnet, da alle Beobachtungen innerhalb der einzelnen Regionen im gleichen Zeitfenster gesammelt wurden und bezüglich der geschätzten Bodenparameter widerspruchsfrei auswertbar sind. Für die Bestandesparameter R-Aggregation, Shannon-Index und Baumartenreichtum wurde, da sie in den regionalen Modellen zwar z. T. hohe Erklärungsanteile liefern, jedoch keine eindeutige Richtung des Einflusses zeigten, ein überregionales Modell gerechnet, bei dem die Streuungen der gemessenen Wassergehalte (Variationskoeffizienten) pro HIP als Zielgröße und die Diversitätsparameter als Erklärungsgrößen dienen.

3 Ergebnisse

3.1 Variabilität der Wassergehalte

Die relative Bewertung der Wassergehalte in Abbildung 2 bestätigt die Bewertung des aktuellen Wasserhaushalts in Tabelle 1. In allen Regionen (ausgenommen Italien ITA) wurde eine weite Spannweite im relativ feuchten Bereich ermittelt. In ITA liegt das Niveau der erfassten Wassergehalte deutlich niedriger als in den anderen Regionen. Innerhalb der einzelnen HIPs variieren die Wassergehalte überwiegend um 10-30 % (Variationskoeffizient in Abb. 2 rechts), auf Einzelflächen auch deutlich mehr oder weniger. ITA weist aufgrund der geringen absoluten Wassergehalte vergleichsweise hohe Variationskoeffizienten auf.

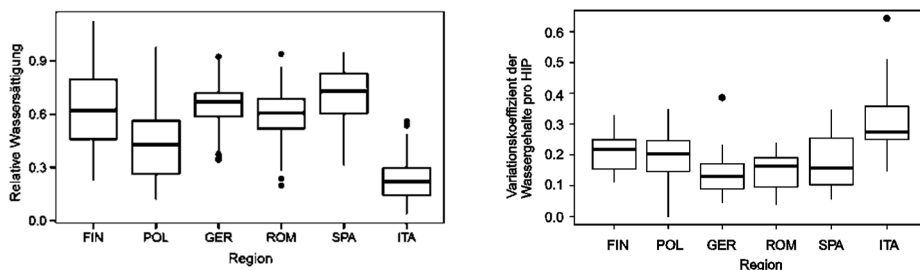


Abbildung 2: Boxplots der relativen Wassersättigungen (links) und der Variationskoeffizienten (rechts) pro Untersuchungsregion (Abkürzungen s. Tab. 1). Die relative Wassersättigung wurde als Relation der gemessenen Wassergehalte zu den Gesamtporenvolumina der Laboranalysen, die auf jeder Fläche stattfanden, berechnet.

3.2 Variabilität der Boden- und Bestandesparameter

Die Eigenschaften der untersuchten Parameter weisen eine hohe Variabilität in den meisten Regionen auf (s. Abb. 3). Mit Ausnahme von POL und GER sind die Steingehalte mit z. T. sehr hohen Anteilen visuell bestimmt worden. Die Lagerungsdichten variieren plausibel innerhalb der Regionen, der Vergleich der Regionen miteinander ist hierbei aufgrund der wenig trennscharfen Feldmethode nicht anzuraten. Sand-, Schluff- und Tongehalte wurden von den Bodenarten abgeleitet und weisen zwischen den Regionen, aber auch innerhalb einer Region deutliche Variationen auf.

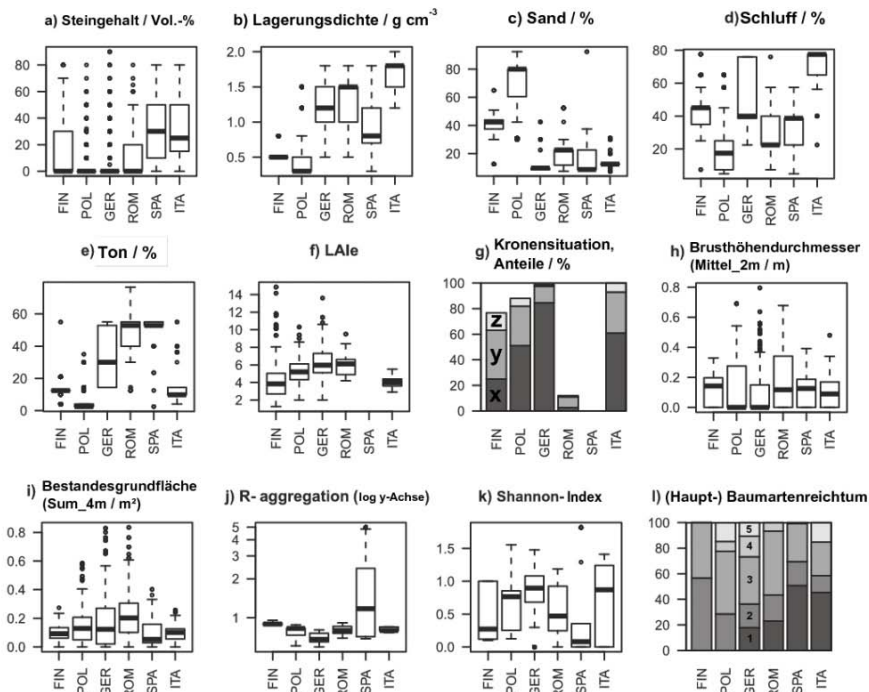


Abbildung 3: Boxplots der Parametereigenschaften pro Untersuchungsregion, die zur Modellbildung genutzt wurden: a) Steingehalt, b) Lagerungsdichte, c) Sandgehalt, d) Schluffgehalt, e) Tongehalt, f) Blattflächenindex LAIe, g) Kronensituation (nicht an allen Punkten aufgenommen), h) Brusthöhendurchmesser, i) Bestandesgrundfläche, j) R-Aggregationsindex, k) Shannon-Index, l) Baumartenreichtum.

Die angewandte Methode der fotografischen Auswertung der Blattflächenindizes LAIe liefert plausible Ergebnisse. Eine projektinterne Vergleichsstudie, in der Ergebnisse von Messungen der Blattflächenindizes zweier unterschiedlicher Methoden (Hemisphärenfotos und Fisheye-Technik) gegenübergestellt wurden, begründet die Anwendung der hier angewandten Methode der fotografischen Auswertung. Extremwerte, die z. T. über 10 liegen, sind auf direkte Abdeckungen in unmittelbarer Nähe der Aufnahme zurückzuführen. Für SPA konnten auf Grund fehlender

Hemisphärenfotos keine Kronenwerte (LAIe und Kronensituation) ermittelt werden. Die Kronensituation variiert innerhalb als auch zwischen den Regionen. BHD und Bestandesgrundfläche deuten auch hier auf eine hohe Variabilität der Bestandesstrukturen innerhalb und zwischen den Regionen hin. Des Weiteren weisen die untersuchten Flächen eine hohe räumliche Heterogenität der horizontalen Verteilungsmuster (R-Aggregation) als auch der speziesabhängigen Diversität (Shannon-Index, Artenvielfalt) auf.

3.3 Modellergebnisse

3.3.1 Modellgüte

Die resultierenden regionalen Modelle weisen durchweg eine hohe Modellgüte auf (s. Tab. 2). Es wurden keine signifikanten Interaktionen zwischen den Parametern festgestellt. Die Korrelationen sowohl mit den Trainingsdaten als auch mit den Validierungsdaten weisen auf eine sehr hohe Modellgüte hin. Die resultierenden Modellfehler SE sind sehr gering. Das globale Modell mit den Variationskoeffizienten der Wassergehalte als Zielgröße weist eine geringere Modellgüte auf.

3.3.2 Einfluss der Boden- und Bestandesparameter auf die Bodenwassergehalte

Der relative Einfluss sowie die Richtung der Korrelationen zwischen Boden- und Bestandesparametern und Bodenwassergehalt sind in Tabelle 3 zusammengefasst. Dabei wird deutlich, dass bei jedem regionalen Modell unterschiedliche Parameter erklärend wirken. Gemeinsam ist den meisten Modellen, dass ein Großteil der Variabilität den Wasserumverteilungsprozessen innerhalb des Bodens geschuldet ist, so dass die Bodentiefe, in welcher gemessen wurde, ein starker Prädiktor im Modell ist. Je nach Dominanz der Austrocknung oder Infiltration sind somit positive oder negative Korrelationen mit der Bodentiefe festgestellt worden. Negativ wirkt sich in allen Modellen der Steingehalt aus, der den effektiven Wassergehalt reduziert. Der Sandgehalt ist ein schwacher Prädiktor, im Gegensatz zum Tongehalt, welcher sich stets positiv auf den Wassergehalt auswirkt, umso stärker, je trockener die allgemeine Bodenwasserhaushaltsituation ist. Am deutlichsten zeigt sich der Einfluss des Tongehalts in der Region ITA, welche in einer ausgeprägten Trockenphase untersucht wurde. Ebenso wirkt sich die Lagerungsdichte insbesondere in den sandigeren Untersuchungsgebieten POL und ROM positiv auf die Wassergehalte aus. Summarisch kann die Variabilität der Wassergehalte zu ca. 35-80 % mit der Variabilität der Bodenparameter erklärt werden.

Tabelle 2: Zusammenfassende Statistik der Modelle

Regionale Modelle ~ Wassergehalte	NB	NP	KT	RD	KK	MD	SE
FIN	353	12	0,885	0,006	0,789	0,002	0,001
POL	648	12	0,866	0,0028	0,813	0,001	0,016
GER	818	12	0,825	0,0041	0,781	0,002	0,014
ROM	645	12	0,85	0,0041	0,795	0,002	0,009
SPA	138	10	0,852	0,0028	0,633	0,002	0,060
ITA	159	12	0,873	0,0018	0,739	0,001	0,046
Globales Modell ~ Variationskoeffizient der Wassergehalte	101	5	0,630	0,0101	0,381	0,014	0,066

NB = Anzahl Beobachtungen, NP = Anzahl Prädiktoren, KT = Korrelation Trainingsdatensatz, RD = Rest-Devianz, KK = Korrelation Kreuzvalidierung, MD = Modell-Devianz, SE = Standardfehler des finalen Modells

Tabelle 3: Relativer Einfluss der Parameter (%) sowie Richtung des Einflusses auf das Modell

Region	FIN	POL	GER	ROM	SPA	ITA	Σ
Bodentiefe	23,9 +	7,4 -	37,0 +	28,5 +	18,3 -	7,0 +	+/-
Steingehalt	20,4 -	3,8 -	2,0 -	3,0 -	4,5 -	9,0 -	-
Sandgehalt	2,0 *	6,8 -	0,5 *	2,1 -	4,5 *	5,1 -	*/-
Tongehalt	3,2 -	4,9 +	2,3 +	7,4 +	5,6 +	56,7 +	+
Lagerungsdichte	0,0 *	11,4 +	7,5 +	5,7 +	8,9 +	0,8 0	+
Σ Bodenparameter	49,5	34,3	49,2	46,7	41,7	78,5	
LAIe	14,7 -	7,0 -	5,2 -	1,8 0	k. M.	3,6 -	-
Kronensituation	2,3 -	3,0 +	0,5 *	0,1 0	k. M.	0,3 *	*
Bestandesgrundfläche 4m	8,0 +	3,8 *	2,6 *	5,0 0	21,0 -	5,8 -	*/-
BHD 2m	3,4 -	2,7 -	0,8 *	1,8 0	23,7 -	2,8 *	-
Artenvielfalt	0,1 *	1,8 *	5,9 +	7,7 -	4,9 -	0,4 *	*/+/-
Shannon-Index	19,3 +	3,4 -	13,5 +	17,3 -	4,3 -	4,5 *	+/-
R-Aggregation	2,6 *	43,9 +	22,4 +	19,6 -	4,4 +	4,1 *	*/+/-
Σ Bestandesparameter	50,5	65,7	50,8	53,3	58,3	21,5	

k. M. = keine Messwerte. Unter Σ sind die Modelleffekte zusammengefasst: + positive Korrelation mit modelliertem Wassergehalt, - negative Korrelation, * = keine eindeutige Korrelation

Die Bestandes- und Diversitätsparameter weisen bis auf ITA ebenso hohe Erklärungsbeiträge auf (s. Abb. 4). So ist der LAIe bei den meisten Modellen negativ mit dem Wassergehalt korreliert, ebenso der mittlere BHD im Umkreis von 2 m um den

Messpunkt. Die summarische Bestandesgrundfläche in einem Umkreis von 4 m um den Messpunkt ist von variabler Erklärungsgüte, besonders hoch fallen die Werte in SPA aus. Die Parameter Baumartenreichtum, Shannon-Index und R-Aggregation weisen z. T. sehr hohe Erklärungsanteile auf, jedoch ist die Richtung des Einflusses bei diesen Modellen uneindeutig, bzw. in manchen Regionen gegensätzlich. Daher wird ein weiteres Modell benutzt, in welchem diese HIP-spezifischen Bestandesparameter in einem globalen Ansatz den Variationskoeffizienten der Wassergehalte als Ausdruck der relativen Variabilität pro HIP entgegengesetzt wurden. Hierbei konnten zwar regionale Unterschiede (ausgedrückt durch die Region als Parameter) sowie die Tiefenverteilung ca. 60 % der Unterschiede erklären, was aufgrund der Einzelmodelle auf die Unterschiede im bodenphysikalischen Bereich (s. Tab. 3) sowie den unterschiedlichen Messzeitpunkten (s. Tab. 1) zurückgeführt werden kann. Die Variabilität nimmt mit der Tiefe ab, jedoch erst ab einer Tiefe von > 30 cm deutlich. Daneben wird der allgemeine Einfluss der Bestandesstrukturen trotz noch vorhandener großer Streuungen erkennbar. Die Variabilität der Wassergehalte weist eine deutliche Zunahme mit zunehmender horizontaler Klumpung der Baumverteilung (kleinere R-Werte) auf. Der Shannon-Index als Maß der Diversität (hohe Werte weisen auf eine auch flächenbezogen höhere Arten-Diversität hin) ist positiv mit der Variabilität der Wassergehalte verbunden. Von untergeordneter Bedeutung und ohne eindeutige Tendenz ist die Baumartenvielfalt, welche tendenziell auf eine Abnahme der Wassergehalts-Variabilität mit zunehmender Artenzahl hindeutet.

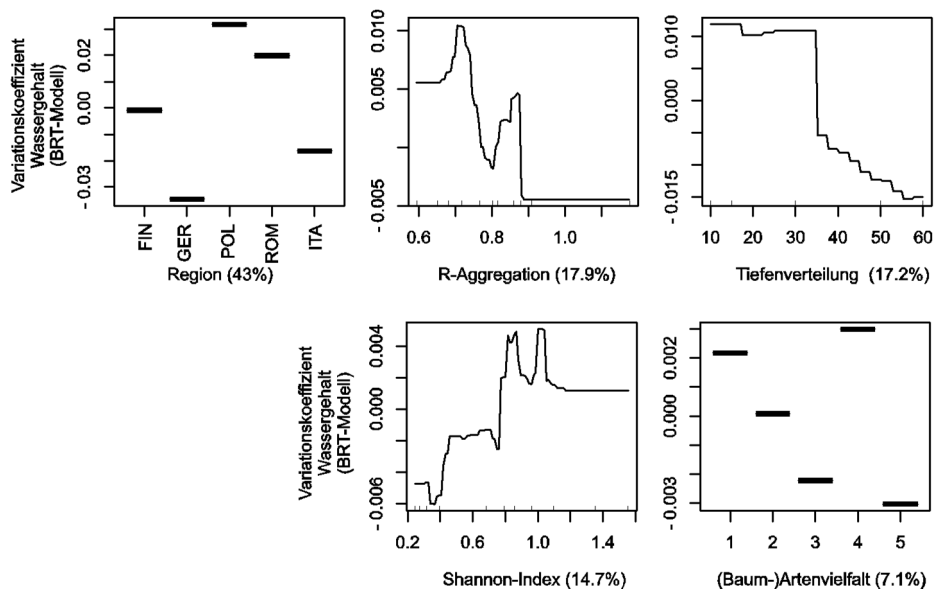


Abbildung 4: Einfluss der Bestandes- und Diversitätsparameter und der Tiefenverteilung auf die Variabilität der Wassergehalte (Variationskoeffizient) in einem globalen BRT-Modell

4 Diskussion

Die untersuchten Bodenparameter tragen einen plausiblen Beitrag zu der Erklärungsgüte der Modelle bei. Die Tiefenabhängigkeit der Wassergehaltsvariation ist inhärenter Bestandteil der zeiträumlichen Wasserumverteilung im Boden als Folge von Niederschlag, Versickerung und Transpiration. Der den effektiven Wassergehalt reduzierende Einfluss von Steinen ist ebenso theoriekonform wie der positive Einfluss des Tongehalts auf die absolute Wasserspeicherkapazität in trockenen Phasen. Der Effekt der Lagerungsdichte ist gering, bei sandigen Substraten sind positive Auswirkungen auf die Wasserspeicherung festzustellen, was bei grobporigen Substraten ebenfalls anhand klassischer Retentionsfunktionen plausibel nachvollziehbar ist, da eine Erhöhung der Lagerungsdichte dieser Substrate mit einer Reduktion der Grobporen bei ansteigendem Mittelporenanteil verbunden ist.

Der summarische Effekt der Bodenparameter ist für die einzelnen Regionen variabel. So weist die trockenste Region (ITA) den höchsten Erklärungsanteil bei den Bodenparametern, insbesondere durch den Tongehalt auf. Bei den als feucht einzustufenden Regionen (FIN, GER, ROM, SPA) liegt der Anteil der durch Bodenparameter erklärten Varianz bei 40-60 %, für die Region mit intermediären Wassergehalten (POL) dahingegen nur noch bei ca. 35 %. In umgekehrter Reihenfolge nimmt der im finalen Modell durch Bestandesparameter erklärte relative Varianzanteil zu. Somit wird deutlich, dass der Einfluss der Bestandesstruktur stark variiert und insbesondere in Phasen der Wasseraufnahme und -umverteilung innerhalb des Waldökosystems großen Einfluss hat. Einen starken Einfluss des Bestandes bestätigen auch die Untersuchungen von MORGENSTERN et al. (2011), wobei bei deren großflächigerem Versuchsdesign auch Reliefparameter eine entscheidende Rolle für die Modellbildung spielen. Die Unterschiede in den Reliefeigenschaften sind innerhalb der einzelnen Regionen gering. Ein signifikanter Einfluss unterschiedlicher Reliefpositionen auf Höhe und Variation der Wassersättigung konnte in dieser Studie nicht identifiziert werden.

Die Effekte des Bestandes sind je nach Ausprägung der vorherrschenden Prozesse (Interzeption, Transpiration, Evaporation) unterschiedlich ausgebildet. Für den Blattflächenindex LAI_e konnte eine negative Korrelation mit den absoluten Wassergehalten in allen Regionen mehr oder weniger stark nachgewiesen werden. Dieser kann somit als Erklärungsvariable der Interzeptionsverdunstung angesehen werden (STAELENS et al. 2006). Der LAI_e ist nicht nur räumlich, sondern insbesondere im Jahresverlauf stark variabel (GRANIER et al. 2000) und somit von übergeordneter Bedeutung für die Ausprägung des Wald-Boden-Wasserhaushalts. Ein zusätzlicher Erklärungsbeitrag wurde von der Kronensituation erwartet, die jedoch kaum Beiträge zum Modell lieferte. MORGENSTERN et al. (2011) wiesen in ihren Untersuchungen jedoch einen deutlichen Effekt der Kronensituation auf den Wassergehalt im Jahresverlauf nach. Eine überwiegend negative Korrelation weist der mittlere BHD im Umkreis von 2 m um den Messpunkt auf. Höhere BHDs, bzw.

Bestandesgrundflächen spiegeln zum einen dichtere Bestände als auch dickere Bäume und somit potentiell höhere Transpirationsleistungen wider (vergleiche GRANIER et al. 2000).

Die Diversitätsparameter (Shannon-Index, Artenvielfalt) sowie das horizontale Baumverteilungsmuster (R-Aggregation) sind die Parameter mit den z. T. höchsten Erklärungsanteilen in den Einzelmodellen. Im synoptischen Vergleich der Einzelmodelle ergibt sich jedoch kein eindeutig inhaltlich interpretierbares Bild. Deutliche Zusammenhänge ergab dahingegen das globale Modell mit der Variabilität der Wassergehalte pro Fläche als Zielgröße. Die räumliche Verteilung der Bäume, generalisiert durch den R-Aggregationsindex, beeinflusst demnach die relative Verteilung der Wassergehalte. Gleichmäßige Strukturen (R-Aggregation \sim 1) sind durch geringere Variationskoeffizienten der Wassergehalte geprägt als heterogene Strukturen. Ebenso ist die Bestandesdiversität, reduziert auf den Shannon-Index, positiv mit der Variabilität der Wassergehalte verknüpft, was auf unterschiedliche Transpirationsleistung und Durchwurzelung der unterschiedlichen Baumarten zurückgeführt werden kann. Dahingegen ist die absolute Baumartenvielfalt nur von untergeordneter Bedeutung mit gering negativen Effekten im Modell, d. h. Bestände mit höherer Baumartenvielfalt weisen geringere Variationskoeffizienten auf. Dieser Parameter ist jedoch allein auf die Anzahl unterschiedlicher Baumarten pro Fläche reduziert, die räumliche Heterogenität der Baumartenverteilung wird mit diesem Parameter nicht wiedergegeben.

5 Fazit

Die Untersuchungen der Wassergehaltsvariabilität in unterschiedlich diversen Wäldern entlang eines sowohl klimatischen als auch geologischen und topographischen Gradienten innerhalb Europas haben verdeutlicht, dass zum einen Bodenparameter erklärende Variablen des Wasserhaushalts sind. Zum anderen stellten sich die Bestandesstrukturen und deren räumliche als auch spezifische Diversität insbesondere in intermediären und feuchten Phasen als wichtige Erklärungsvariablen heraus. Soll der Einfluss jahreszeitlicher Verläufe und Bilanzen auf den Gebietswasserhaushalt durch eine Modellierung des Wasserhaushalts adäquat abgebildet werden, müssen neben den Bodenparametern auch die zeitlich und räumlich variablen Eigenschaften der Bestände berücksichtigt werden.

Literatur

- AD-HOC-AG BODEN (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. E. Schweizerbart, 438 S.
- ANDRÉ, F.; JONARD, M.; JONARD, F. u. PONETTE, Q. (2011): Spatial and temporal patterns of throughfall volume in a deciduous mixed-species stand. *Journal of Hydrology*, 400/1–2, 244-254
- BOUTEN, W.; HEIMOVAARA, T. J. u. TIKTAK, A. (1992): Spatial patterns of throughfall and soil water dynamics in a Douglas fir stand. *Water Resources Research*, 28/12, 3227-3233

- BRÉDA, N.; GRANIER, A.; BARATAUD, F. u. MOYNE, C. (1995): Soil water dynamics in an oak stand. *Plant and Soil*, 172/1, 17-27
- CLARK, P. J. u. EVANS, F. C. (1954): Distance to Nearest Neighbor as a Measure of Spatial Relationships in Populations. *Ecology*, 35/4, 445-453
- DE'ATH, G. (2007): Boosted Regression Trees For Ecological Modelling And Prediction. *Ecology*, 88/1, 243-251
- ELITH, J.; LEATHWICK, J. R. u. HASTIE, T. (2008): A working guide to boosted regression trees. *Journal of Animal Ecology*, 77/4, 802-813
- EWERS, B. E.; GOWER, S. T.; BOND-LAMBERTY, B. u. WANG, C. K. (2005): Effects of stand age and tree species on canopy transpiration and average stomatal conductance of boreal forests. *Plant, Cell & Environment*, 28/5, 660-678
- GARCIA-ESTRINGANA, P.; ALONSO-BLÁZQUEZ, N. u. ALEGRE, J. (2010): Water storage capacity, stemflow and water funneling in Mediterranean shrubs. *Journal of Hydrology*, 389/3-4, 363-372
- GEBAUER, T.; HORNA, V. u. LEUSCHNER, C. (2012): Canopy transpiration of pure and mixed forest stands with variable abundance of European beech. *Journal of Hydrology*, 442-443/0, 2-14
- GRANIER, A.; BIRON, P. u. LEMOINE, D. (2000): Water balance, transpiration and canopy conductance in two beech stands. *Agricultural and Forest Meteorology*, 100/4, 291-308
- KOMATSU, H. u. HOTTA, N. (2007): Relationship between stem density and dry-canopy evaporation rates in coniferous forests. *Journal of Hydrology*, 332/3, 271-275
- KÖSTNER, B.; FALGE, E. u. TENHUNEN, J. (2002): Age-related effects on leaf area/sapwood area relationships, canopy transpiration and carbon gain of Norway spruce stands (*Picea abies*) in the Fichtelgebirge, Germany. *Tree Physiology*, 22/8, 567-574
- LUNDBLAD, M. u. LINDROTH, A. (2002): Stand transpiration and sapflow density in relation to weather, soil moisture and stand characteristics. *Basic and Applied Ecology*, 3/3, 229-243
- MACFARLANE, C.; HOFFMAN, M.; EAMUS, D.; KERP, N.; HIGGINSON, S.; MCMURTRIE, R. u. ADAMS, M. (2007): Estimation of leaf area index in eucalypt forest using digital photography. *Agricultural and Forest Meteorology*, 143/3-4, 176-188
- MOORE, G. W.; BOND, B. J. u. JONES, J. A. (2011): A comparison of annual transpiration and productivity in monoculture and mixed-species Douglas-fir and red alder stands. *Forest Ecology and Management*, 262/12, 2263-2270
- MORGENSTERN, Y.; PUHLMANN, H. u. v. WILPERT, K. (2011): Erfassung und erste Analysen von räumlichen Mustern der Bodenfeuchte auf Waldstandorten. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz (Forest Ecology, Landscape Research and Nature Conservation)*, 12, 47-59
- PHILLIPS, N.; BOND, B. J.; MCDOWELL, N. G. u. RYAN, M. G. (2002): Canopy and hydraulic conductance in young, mature and old Douglas-fir trees. *Tree Physiology*, 22/2-3, 205-211
- RINGGAARD, R.; HERBST, M. u. FRIBORG, T. (2012): Partitioning of forest evapotranspiration: The impact of edge effects and canopy structure. *Agricultural and Forest Meteorology*, 166-167/0, 86-97
- SCHERER-LORENZEN, M.; KÖRNER, C. u. SCHULZE, E.-D. (2005): *Forest diversity and function*. Springer, Berlin, Heidelberg, 399 S.
- STAELENS, J.; DE SCHRIJVER, A.; VERHEYEN, K. u. VERHOEST, N. E. C. (2006): Spatial variability and temporal stability of throughfall water under a dominant beech (*Fagus sylvatica* L.) tree in relationship to canopy cover. *Journal of Hydrology*, 330/3-4, 651-662
- STAELENS, J.; DE SCHRIJVER, A.; VERHEYEN, K. u. VERHOEST, N. E. C. (2008): Rainfall partitioning into throughfall, stemflow, and interception within a single beech (*Fagus sylvatica* L.) canopy: influence of foliation, rain event characteristics, and meteorology. *Hydrological Processes*, 22/1, 33-45

Korrespondierender Autor:

Dr. Peter Hartmann

Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg

Abteilung Boden und Umwelt

Wonnhaldestr. 4

D-79100 Freiburg i.Br.

peter.hartmann@forst.bwl.de

Simon Kolb

Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg

PD Dr. Klaus von Wilpert

Vormals: Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg

Einfluss der Bestandesstruktur auf Transpiration und Niederschlagsinterzeption: Fallstudie aus einer Fichtenplantage in Jütland

Influence of canopy structure on transpiration and interception-evaporation: a case study from a spruce plantation in Jutland

Mathias Herbst, Rasmus Ringgaard und Thomas Friborg

Zusammenfassung

In einer Fichtenplantage in Jütland wurden eine Vegetationsperiode lang die Interzeptionsverdunstung, die Transpiration und die Verdunstung des moosbewachsenen Waldbodens gemessen. Der regelmäßige Aufbau der Plantage mit Streifen unterschiedlichen Alters und unterschiedlich starker Durchforstung erlaubte eine getrennte Betrachtung dreier verschieden strukturierter Bereiche. Darüber hinaus wurde auch die Gesamtverdunstung des Waldgebietes bestimmt.

Während die jüngeren Bestände generell eine höhere Transpiration und eine geringere Interzeption als die älteren aufwiesen, hing die Verdunstung in den älteren Beständen vom Grad der Durchforstung ab, wobei die Transpiration auf Einzelbauebene vor allem mit dem Abstand zu den Nachbarbäumen variierte. Es wird diskutiert, inwieweit forstliche Maßnahmen das Verhältnis zwischen produktiver und unproduktiver Verdunstung von Wäldern steuern können.

Stichworte: Transpiration, Niederschlagsinterzeption, Bestandesstruktur, Gemeine Fichte, Küstentanne, Moos

Abstract

Canopy interception-evaporation and transpiration, as well as evaporation from the moss-covered forest floor layer were measured in a Norway spruce plantation in Jutland during one growing season. Due to the regular structure of the plantation, with strips of different age and different management intensity three areas with different canopy structure could be investigated separately. In addition, the total evapotranspiration of the forest plantation was measured.

The younger tree stands showed a higher transpiration and a lower interception loss than the older stands. In the older stands the water use depended on forest management, and tree-scale transpiration varied mainly with distance to neighbours. We discuss how management activities can control the ratio between productive and unproductive water loss in forest ecosystems.

Keywords: transpiration, rainfall interception, canopy structure, Norway spruce, grand fir, moss

1 Einleitung

Wälder spielen im Wasserkreislauf der Landoberflächen eine besondere Rolle. Aufgrund ihrer höheren Speicherkapazität und engeren Kopplung an die Atmosphäre ist ihr Wasserumsatz bei veränderter Nutzung oder veränderten Klimaverhältnissen schwerer vorherzusagen als für andere Landökosysteme.

Die hier vorgestellten Untersuchungen wurden im Rahmen des HOBE (Hydrological Observatory and Exploratorium) Projektes in Dänemark durchgeführt. Dieses hydrologische Langzeitobservatorium dient der Erforschung aller wichtigen hydrologischen Prozesse im Einzugsgebiet des Skjern Flusses in West-Jütland, vom Niederschlag über die Prozesse der ungesättigten Zone sowie Abfluss und Versickerung bis hin zur Interaktion zwischen Grund- und Meerwasser im Küstenbereich.

Die Verdunstung wird im Rahmen dieses Projektes über verschiedenen Landnutzungsarten im Einzugsgebiet gemessen. Im Wald werden dabei auch die Einzelkomponenten der Verdunstung bestimmt (s. Abb. 1). Ausgewählte Aspekte dieser Untersuchungen sind bereits durch RINGGAARD et al. (2012, 2014) veröffentlicht worden. Die hier vorgestellte Studie fasst die Ergebnisse zur Waldverdunstung nun zusammen und bewertet sie übergreifend. Konkret dient sie dazu, die Bedeutung von Kronen- und Bestandesstruktur, die durch forstliche Maßnahmen beeinflusst werden können, für den Wasserhaushalt eines Fichtenforstes zu beurteilen.

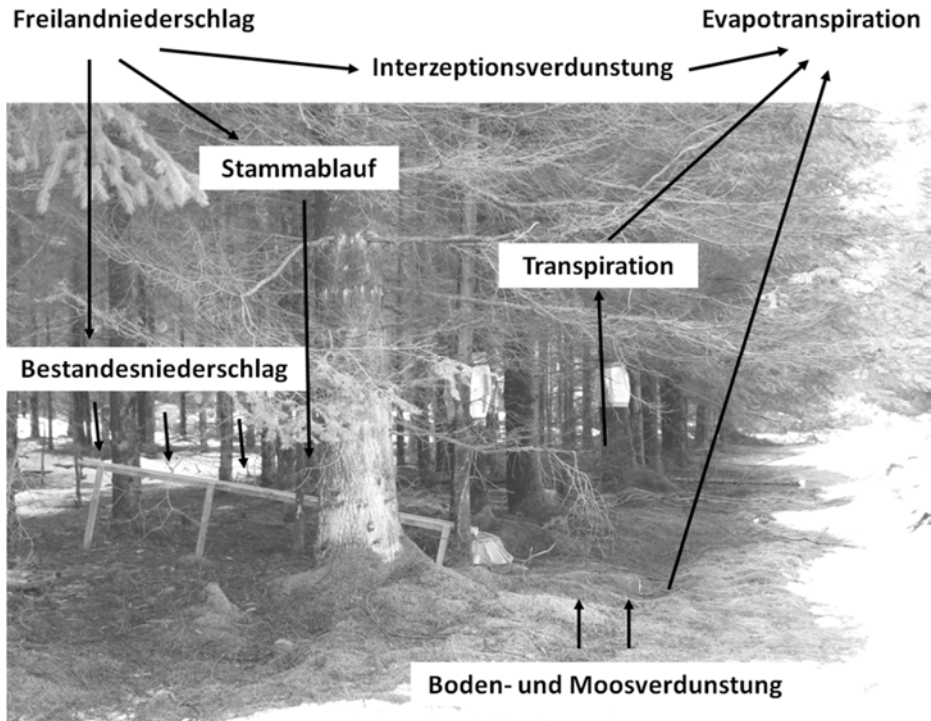


Abbildung 1: Übersicht über die untersuchten hydrologischen Prozesse in Gludsted Plantage

2 Material und Methoden

2.1 Standortbeschreibung

Gludsted Plantage ist mit rund 3.500 Hektar eines der größten zusammenhängenden Waldgebiete in Dänemark. Die ehemalige Heidefläche auf einem flachen Geestrücken in Jütland in rund 80 m Meereshöhe wurde vor gut 100 Jahren aufgeforstet. Bei dem heutigen Baumbestand handelt es sich um die zweite Generation. Das Klima im Untersuchungsgebiet ist maritim mit einem langjährigen Temperaturmittel von rund 8 °C und einem durchschnittlichen Jahresniederschlag von etwa 850 mm.

Gludsted Plantage ist ein Wirtschaftswald mit einer auffallend regelmäßigen Struktur und besteht aus etwa 50 m breiten Streifen von Fichtenbeständen (*Picea abies*) unterschiedlichen Alters (s. Abb. 2). Im untersuchten Bereich waren die jüngeren Bestände zum Zeitpunkt der Messungen gut 20 Jahre alt und die älteren Bestände rund 40 Jahre. Im Norden werden die älteren Bestände jeweils von einer Reihe schnellwüchsiger Küstentannen (*Abies grandis*) begrenzt.

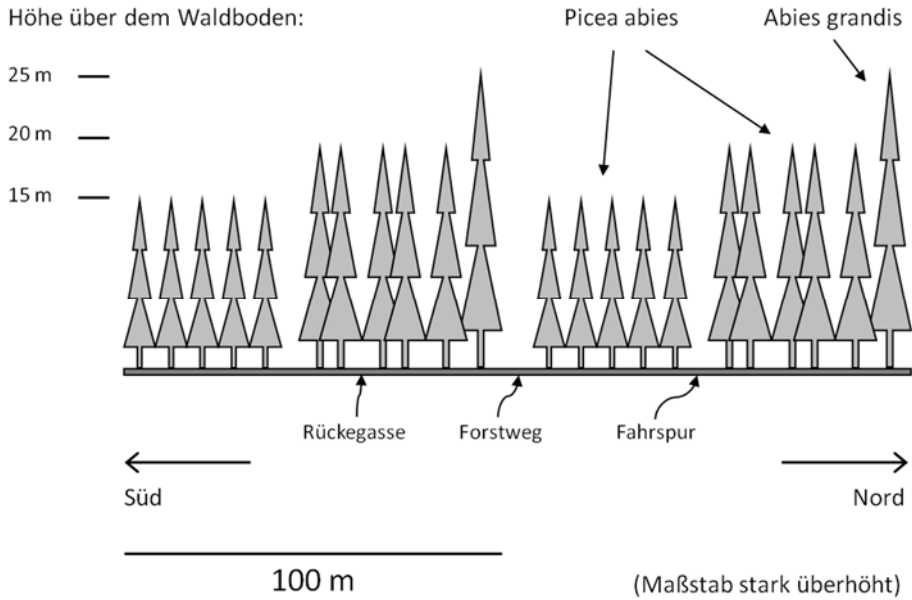


Abbildung 2: Schematische Darstellung der Bestandesstruktur in Gludsted Plantage. Je 50 m breite Streifen von ca. 20- und ca. 40-jährigen Fichten werden jeweils im Norden der älteren Bestände von einer Reihe gleichaltriger, aber deutlich höherer Küstentannen begrenzt.

Während die jüngeren Bestände noch nicht ganz geschlossen und bis fast zum Waldboden hin benadelt waren, waren die älteren Bestände geschlossen und wiesen nur in der oberen Hälfte bzw. im oberen Drittel der Baumkronen grüne Nadeln auf (mit Ausnahme der jeweils von einer 8 m breiten Fahrspur begrenzten südlichen Reihen, vgl. Abb. 2). Die älteren Bestände sind jeweils von mehreren 5 m breiten Rückegassen durchzogen. Einen Überblick über Biomasse und Grundfläche gibt die Tabelle 1.

Tabelle 1: Biometrische Kenngrößen der drei untersuchten Bestände in Gludsted Plantage

	Fichte jung	Fichte alt	Küstentanne
Bestockungsdichte [Anzahl·ha ⁻¹]	2.520	1.808	500
Grundfläche [m ² ·ha ⁻¹]	29	40	43
Trockengewicht Holz [kg·m ⁻²]	7,1	11,0	17,3
Trockengewicht Borke [kg·m ⁻²]	1,1	1,6	1,9
Trockengew. Zweige u. Nadeln [kg·m ⁻²]	4,7	6,4	6,4
Trockengewicht gesamt [kg·m ⁻²]	12,9	19,0	25,6

2.2 Interzeptionsverdunstung

Die Interzeptionsverdunstung wurde als Differenz aus Freilandniederschlag und der Summe von Bestandesniederschlag und Stammablauf (s. Abb. 1) bestimmt. Alle drei Größen wurden kontinuierlich mit automatischen Regensammlern mit Kippwaagen gemessen und als Halbstundensummen auf Datenloggern gespeichert. Zur Verbesserung der räumlichen Repräsentativität wurden dabei für den Bestandesniederschlag Regenrinnen eingesetzt, die quer zu den Baumreihen aufgestellt wurden (s. Abb. 3A).

Mittels dieser Messdaten sowie der ebenfalls kontinuierlichen Messung der Bestandesverdunstung mit der Eddy-Kovarianz-Energiebilanz-Methode wurde das analytische Interzeptionsmodell von GASH et al. (1995) parametrisiert (RINGGAARD et al. 2014) und zum Füllen von Datenlücken verwendet.

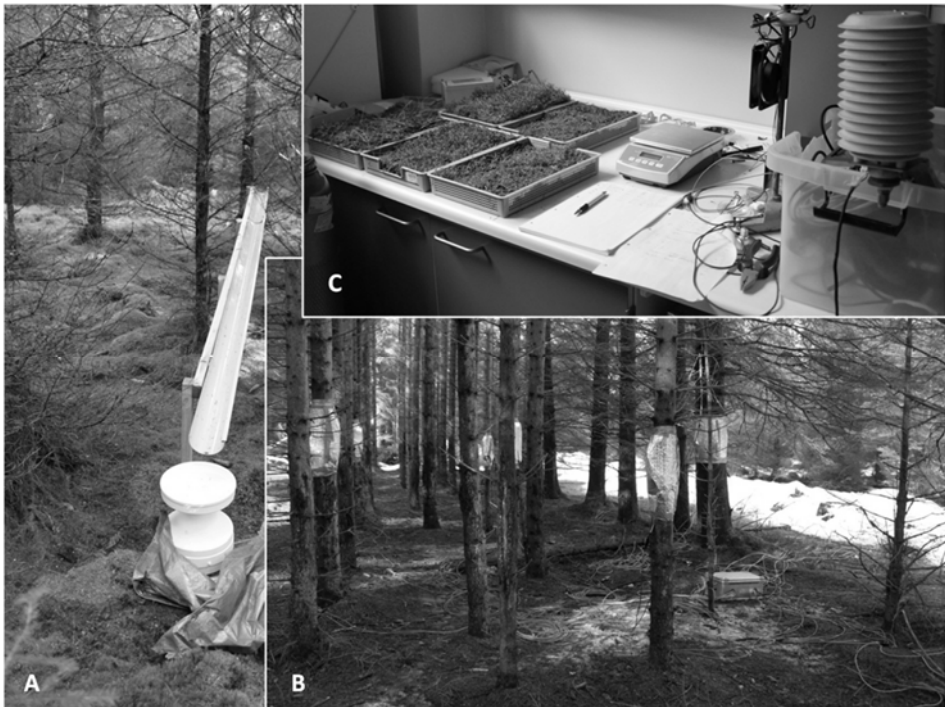


Abbildung 3: Messmethoden der Niederschlagsinterzeption (A), der Transpiration (B) sowie des Oberflächenwiderstandes der Moosschicht (C)

2.3 Transpiration

Die Transpiration wurde während der gesamten Vegetationsperiode 2010 kontinuierlich mit der Saftflussmethode (TDP-Technik, GRANIER 1985) bestimmt. Dazu wurden rund 30 Messfühler eingesetzt (s. Abb. 3B), die auf je fünf Bäume aus dem

jungen und alten Fichtenbestand sowie zwei Küstentannen verteilt wurden. Zur Erhöhung der Repräsentativität wurde jeden Monat die Hälfte der Sensoren in neue Bäume umgesetzt. Die Hochrechnung der gemessenen Saftflussdichte in die Bestandestranspiration erfolgte auf der Basis einer Bestandesinventur und einer empirischen Beziehung zwischen Brusthöhendurchmesser und wasserleitender Querschnittsfläche der Stämme.

In einer zusätzlichen, mehrwöchigen Messkampagne im Frühjahr und Frühsommer 2011 wurde die räumliche Heterogenität der Saftflussdichten innerhalb des älteren Fichtenbestandes näher untersucht. Dabei wurden die Transpirationsraten in Beziehung zur genauen Position der jeweiligen Baumreihen im Bestandesgefüge gesetzt.

2.4 Verdunstung der Mooschicht

Die Bestimmung der Moosverdunstung beruhte einerseits auf einer stündlichen, manuellen Wägung von moosbedeckten Monolithen am Standort an ausgewählten Tagen und andererseits auf einem Austrocknungsversuch im Labor (s. Abb. 3C), bei dem dieselben Monolithen unter kontrollierten Bedingungen ebenfalls gewogen wurden. Dabei wurde aus der gemessenen Verdunstung mit Hilfe der Penman-Monteith-Gleichung der Oberflächenwiderstand der Mooschicht berechnet und in Beziehung zu ihrem relativen Wassergehalt gesetzt, was die Berechnung der Moosverdunstung für den ganzen Untersuchungszeitraum mit Hilfe eines einfachen Modells ermöglichte (RINGGAARD et al. 2012).

2.5 Gesamtverdunstung

Die über den gesamten Forst integrierte Evapotranspiration (ET) wurde mit der Eddy-Kovarianz-Energiebilanz-Methode bestimmt. Dazu wurden in 38 m Höhe die Strahlungsbilanz sowie mittels eines hochfrequenten Ultraschall-Anemometers die vertikale Windgeschwindigkeit und die Lufttemperatur gemessen. Aus den letztgenannten Größen wurde zunächst der fühlbare Wärmestrom und schließlich als Restglied der Energiebilanzgleichung der latente Wärmestrom berechnet, der der mittleren Gesamtverdunstung von Gludsted Plantage entspricht.

3 Ergebnisse

3.1 Interzeption

Der Stammbauflauf spielte in Gludsted Plantage mit rund 1 % des Niederschlages praktisch keine Rolle. Die Höhe der Niederschlagsinterzeption unterschied sich zwischen jungem und altem Fichtenbestand sowie der Küstentannenreihe. Trägt

man für solche Niederschlagsereignisse, die groß genug waren, um das Kronendach vollständig zu benetzen, den Bestandesniederschlag gegen den Freilandniederschlag auf (s. Abb. 4), kann nach GASH u. MORTON (1978) die Interzeptions-Speicherkapazität (S) als Schnittpunkt der y -Achse mit einer die Messpunkte nach oben begrenzenden Gerade der Steigung eins abgelesen werden.

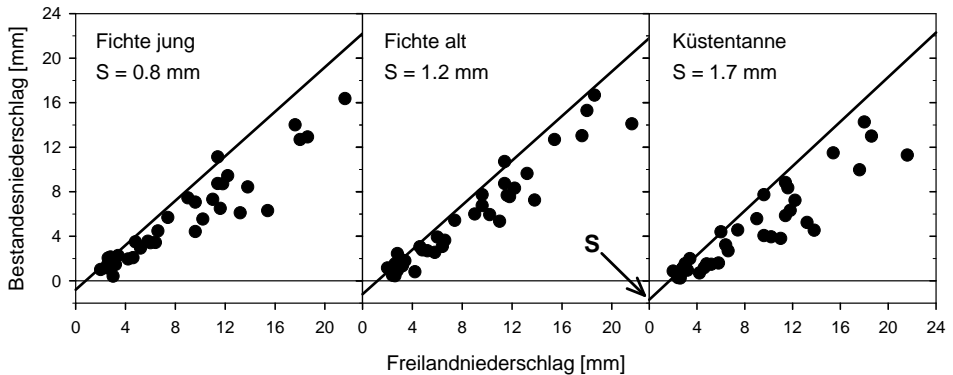


Abbildung 4: Bestandesniederschlag (mm) im Verhältnis zum Freilandniederschlag (mm) während großer Regenereignisse für die drei untersuchten Bestände. Die Interzeptionskapazität des Kronendaches ergibt sich als negativer Achsenschnittpunkt der einschließenden 1:1-Geraden mit der y -Achse (nach RINGGAARD et al. (2014), verändert)

Die Reihe der hohen Küstentannen hatte demnach pro Quadratmeter Grundfläche eine doppelt so große Speicherkapazität wie der junge Fichtenbestand, während der alte Fichtenbestand eine Mittelstellung einnahm. Entsprechend unterschied sich auch der über 6 Monate aufsummierte Interzeptionsverlust deutlich (s. Tab. 2). Der Anteil des frei durchfallenden Niederschlags (ermittelt anhand kleiner Regenereignisse) betrug 35, 23 und 17 % für Küstentanne, alte und junge Fichte.

3.2 Transpiration

Während der junge Fichtenbestand und die Küstentannen von April bis September ähnliche Transpirationssummen aufwiesen, transpirierte der ältere Bestand deutlich weniger (s. Tab. 2). Innerhalb dieses Bestandes traten jedoch erhebliche Unterschiede je nach Position der untersuchten Bäume auf (s. Abb. 5). So wiesen die am Südrand stehenden Bäume höhere Verdunstungsraten auf als die an den 5 m breiten Rückegassen stehenden Individuen, und diese transpirierten wiederum mehr als die Fichten im Bestandesinneren, die nur 1,8 m Abstand zu den benachbarten Baumreihen hatten.

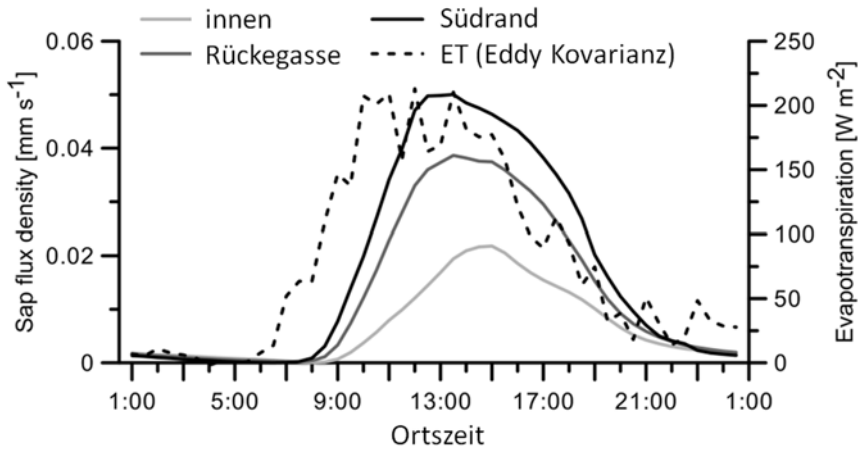


Abbildung 5: Mittlerer Tagesverlauf der Saftflussdichte für unterschiedliche Positionen der Bäume im Bestand nebst Tagesverlauf der Bestandes-Evapotranspiration zum Vergleich (nach RINGGAARD et al. (2012), verändert)

3.3 Moosverdunstung

Am Standort in Gludsted Plantage betrug die Moosverdunstung Anfang September rund 0,3 mm pro Tag (s. Abb. 6 links). Im Labor zeigte sich, dass der Oberflächenwiderstand bei einem Absinken des relativen Wassergehaltes auf rund ein Viertel des maximal möglichen Wertes drastisch anstieg (s. Abb. 6 rechts). Über das Sommerhalbjahr 2010 betrug die Moosverdunstung ca. 77 mm (s. Tab. 2) und über das ganze Kalenderjahr ca. 95 mm und damit knapp ein Fünftel der ET.

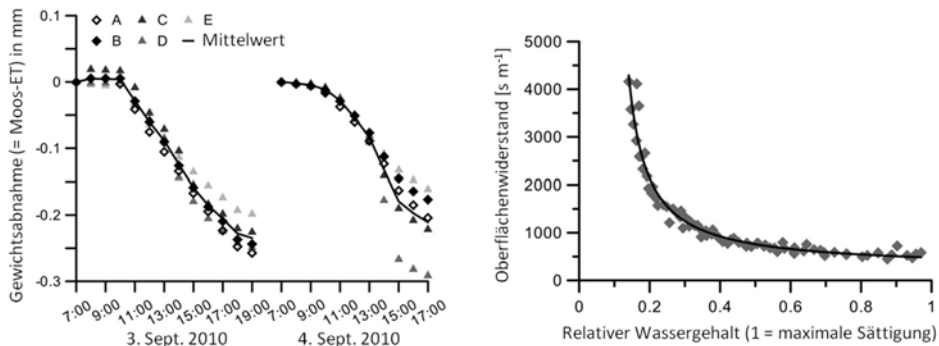


Abbildung 6: Gewichtsverlust von moosbedeckten Monolithen an zwei Septembertagen am Originalstandort (links) sowie Zunahme des Oberflächenwiderstands derselben Monolithen bei zunehmender Austrocknung im Laborversuch (rechts) (nach RINGGAARD et al. (2012), verändert)

3.4 Bestandesstruktur und Verdunstungskomponenten

Vergleicht man die drei Bestände miteinander, so fällt auf, dass bei den höheren Bäumen (Fichte alt und Küstentanne) die Interzeptionsverdunstung höher war als die Transpiration, während der junge Fichtenbestand ein umgekehrtes Verhältnis dieser beiden Verdunstungskomponenten aufwies (s. Tab. 2). Nimmt man die Verdunstung der Moosschicht noch mit hinzu, so gilt für alle Bestände, und damit auch für das gewichtete Mittel, dass der Anteil der Verdunstung, der nicht durch die Spaltöffnungen erfolgt (Interzeptions- und Moosverdunstung) größer war als die Transpiration.

Tabelle 2: *Verdunstungskomponenten der drei Bestände in Gludsted Plantage von April bis September 2010*

Komponente	Fichte jung [mm]	Fichte alt [mm]	Küstentanne [mm]	Gewichtetes Mittel [mm]
Transpiration	221	154	219	190
Interzeptionsverdunstung	164	180	259	174
Moosschichtverdunstung	(77)	(77)	(77)	77
Summe	462	411	555	440
Mittlere Evapotranspiration (Eddy Kovarianz Messung)				412

Die Küstentanne wies zwar aufgrund ihres kräftigen Wuchses und ihrer exponierten Stellung eine höhere Interzeptionsverdunstung als die Fichtenbestände auf, dafür transpierte sie aber trotz ihrer hohen Wuchsleistung nicht mehr als der junge Fichtenbestand (s. Tab. 2).

4 Diskussion

Der höhere Interzeptionsverlust der älteren und höheren Baumbestände erscheint angesichts der größeren Biomasse unmittelbar plausibel. Bemerkenswert ist jedoch, dass hier die Gesamtverdunstung im Vergleich zum jungen Fichtenbestand nicht erhöht war. Die für diesen Effekt verantwortliche Reduktion der Transpiration im 40-jährigen Fichtenbestand ist sicher noch kein klassischer Alterseffekt (KÖSTNER et al. 2002), sondern eher eine Frage der stärkeren gegenseitigen Beschattung, die durch forstliche Maßnahmen verändert werden kann.

Dass der Abstand zum Nachbarbaum oft entscheidend für die Transpiration von Fichten ist, wurde auch anderenorts beobachtet (LAGERGREN u. LINDROTH 2004). Eine Modellrechnung für Gludsted Plantage auf Basis der in Abbildung 5 gezeigten Daten (RINGGAARD et al. 2012) ergab eine Erhöhung der Transpiration um 16 %, falls alle Bäume an 5 m breiten Gassen stünden bzw. eine Verminderung

um 17 %, falls es gar keine Rückegassen und Auflichtungen gäbe. Generell können Randeffekte (HERBST et al. 2007) dazu führen, dass Durchforstungsmaßnahmen je nach klimatischen Gegebenheiten den Wasserverbrauch von Wäldern erhöhen.

Die Moosverdunstung ist in der hydrologischen Gesamtbilanz nicht zu vernachlässigen, allerdings dürfte sie durch das Bestandesalter kaum beeinflusst werden (BOND-LAMBERTY et al. 2011). Die Validierung unserer Messergebnisse mit unabhängigen ET-Messungen ergab eine Abweichung von deutlich unter 10 % und spricht für die Verlässlichkeit der hier vorgestellten Ergebnisse.

Zusammenfassend bleibt festzuhalten, dass forstliche Maßnahmen sowohl die produktive als auch die unproduktive Verdunstung beeinflussen. Tendenziell vermindert eine regelmäßige Durchforstung den Interzeptionsverlust, erhöht aber u. U. die Transpiration. Wie dieser Effekt am besten in forsthydrologischen Modellen repräsentiert werden kann, müssen Biometrie, Forsthydrologie und Mikrometeorologie gemeinsam erarbeiten.

Literatur

- BOND-LAMBERTY, B.; GOWER, S. T.; AMIRO, B. u. EWERS, B. E. (2011): Measurement and modeling of bryophyte evaporation in a boreal forest chronosequence. *Ecohydrology* 4, 26-35
- GASH, J. H. C. u. MORTON, A. J. (1978): An application of the Rutter model to the estimation of the interception loss from Thetford Forest. *Journal of Hydrology* 38, 49-58
- GASH, J. H. C.; LLOYD, C. R. u. LACHAUD, G. (1995): Estimating sparse forest rainfall interception with an analytical model. *Journal of Hydrology* 48, 89-105
- GRANIER, A. (1985): Une nouvelle méthode pour la mesure du flux de sève brute dans le tronc des arbres. *Annales des Sciences Forestières* 42, 193-200
- HERBST, M.; ROBERTS, J. M.; ROSIER, P. T. W.; TAYLOR, M. E. u. GOWING, D. J. (2007): Edge effects and forest water use: A field study in a mixed deciduous woodland. *Forest Ecology and Management* 250, 179-186
- KÖSTNER, B.; FALGE, E. u. TENHUNEN, J. D. (2002): Age-related effects on leaf area/sapwood area relationships, canopy transpiration and carbon gain of Norway spruce stands (*Picea abies*) in Fichtelgebirge, Germany. *Tree Physiology* 22, 567-574
- LAGERGREN, F. u. LINDROTH, A. (2004): Variation in sapflow and stem growth in relation to tree size, competition and thinning in a mixed forest of pine and spruce in Sweden. *Forest Ecology and Management* 188, 51-63
- RINGGAARD, R.; HERBST, M. u. FRIBORG, T. (2012): Partitioning of forest evapotranspiration: The impact of edge effects and canopy structure. *Agricultural & Forest Meteorology* 166-167, 86-97
- RINGGAARD, R.; HERBST, M. u. FRIBORG, T. (2014): Partitioning forest evapotranspiration: Interception evaporation and the impact of canopy structure, local and regional advection. *Journal of Hydrology* 517, 677-690

Korrespondierender Autor:

Dr. Mathias Herbst
Thünen Institut für Agrarklimaschutz
Bundesallee 50
D-38116 Braunschweig
mathias.herbst@ti.bund.de

Dr. Rasmus Ringgaard
Orbicon, Ballerup/Dänemark

Dr. Thomas Friberg
Univ. Kopenhagen, Inst. f. Geowissensch. u. Naturverw., Kopenhagen/Dänemark

Einfluss der Kronenposition auf den Wasserhaushalt an fünf Buchenstandorten in Baden-Württemberg

Influence of crown position on soil water budget at five beech sites in Baden-Württemberg

Yvonne Morgenstern

Zusammenfassung

Im Jahr 2008 wurden im Rahmen der Klimafolgenforschung in Baden-Württemberg fünf von sechs Level II-Plots in Fichtenbeständen mit je einem Buchenplot erweitert. Nach einem einheitlichen Schema erfolgte der Einbau der neuen Messinstrumente in drei verschiedenen Kronenpositionen (Kronenmitte, -rand und -lücke). Im folgenden Beitrag wird nun untersucht, ob die Kronenposition einen direkten Einfluss auf die Zeitreihen der Bodenfeuchte und der Matrixpotentiale in verschiedenen Bodentiefen aufweist. Die Auswertungen zeigen, dass es kein typisches räumliches Muster der Bodenfeuchte in Abhängigkeit der Kronenposition gibt. Für weitere Untersuchungen sollten daher Standortfaktoren, wie Bodenparameter, Morphologie und Bodenvegetation in die Auswertung einbezogen werden.

Stichworte: Wasserhaushalt, Kronenposition, Bodenfeuchte, Matrixpotential

Abstract

In the course of climate impact research in the German state of Baden-Württemberg, five of six Level II-Plots in spruce stands were each expanded to include a beech plot. Measuring devices were installed in these stands in accordance with a fixed scheme. Instruments were setup on the ground in three different positions relative to the tree crown – in the middle of the crown, at the crown edge and in gaps. The following study investigates whether the crown position has a direct influence on soil moisture and the soil matrix potential at different depths over time. The evaluation shows, that a typical spatial pattern of soil moisture as a function of position under canopy cannot be found. Thus, site factors such as soil parameters, soil morphology, and ground vegetation should be included in further studies.

Keywords: water budget, crown position, soil moisture, matrix potential

1 Kronenposition

Die Kronenposition beeinflusst in erster Linie die Höhe des Bestandsniederschlags, der durch Stammablauf, Kronenspeicherkapazität, durchfallenden und abtropfenden Niederschlag sowie laterale Flüsse in der Krone stark variieren kann. Inwiefern diese Prozesse das Niveau der Bodenfeuchte und Bodensaugspannung beeinflussen, soll eine erste visuelle Untersuchung der Messreihen aus den drei verschiedenen Kronenpositionen unter Buche zeigen.

1.1 Lage der Plots

Die Level II-Plots wurden Mitte der 1990er-Jahre überwiegend in Fichtenbeständen in Baden-Württemberg eingerichtet. 2008 wurden die Intensivmessplots im Rahmen der Klimafolgenforschung an fünf Standorten mit je einem Buchenplot erweitert (außer in Rotenfels, kein Buchenvorkommen). Die Lage der Intensivmessplots wurde so gewählt, dass sie das Spektrum der verschiedenen Naturräume in Baden-Württemberg widerspiegeln. So liegt der Standort „Conventwald“ im Südschwarzwald auf ca. 900 m ü. NN sowie die Standorte Altensteig und Rotenfels im Nord-schwarzwald. Der Standort Heidelberg spiegelt den sandsteingepprägten Odenwald wieder, Esslingen das Neckar-Keuper-Gebiet und Ochsenhausen befindet sich im Alpenvorland (s. Abb. 1).



Abbildung 1: Lage der Level II-Plots in den Naturräumen Baden-Württembergs

Tabelle 1 fasst die Standortseigenschaften der Level II-Plots bezüglich der Buchenbestände zusammen.

Die Instrumentierung der neuen Intensivmessstellen unter Buche erfolgte nach einem einheitlichen Schema, welches der Abbildung 2 entnommen werden kann. Bestandesniederschlag sowie Bodenwassergehalte und Matrixpotentiale werden in Abhängigkeit der Kronenposition (X = Kronenmitte, Y = Kronenrand und Z = Kronenlücke) an drei Standorten in den Bodentiefen (15), 30 und 60 cm gemessen. Statt Tensiometern wurden pF-Meter (Ecotech) zur Messung des Matrixpotentials eingebaut, da diese einen größeren Messbereich bis pF 7 aufweisen und zudem wartungsärmer sind. Das ermöglicht nun auch zusammen mit den Dendrometerdaten die Untersuchung von Trockenstress an Fichten und Buchen, der in der Regel erst ab einem Matrixpotential von kleiner -1000 hPa einsetzt. Aufgrund der guten Erfahrung aus der Buchenplot-Instrumentierung wurden im Jahr 2010 ebenfalls alle Fichtenplots nach diesem Schema neu instrumentiert.

Tabelle 1: Charakterisierung der Buchenplots (CO = Conventwald, OC = Ochsenhausen, HD = Heidelberg, ES = Esslingen, ALT = Altensteig)

Buchenplots	CO	OC	HD	ES	ALT
Höhe [m. ü. NN]	810	696	390	336	492
Hangneigungsklasse	N6	N1	N4	N4	N2
Ausrichtung	S	E	SW	N	NW
LAI* [m ² /m ²]	5,1	4,7	6,4	5,0	5,0
SAI* [m ² /m ²]	0,52	0,56	0,52	0,22	0,34
Baumalter [a]	133	120	93	133	133
Baumhöhe [m]	28	34	21	34	22
BHD* [cm]	43	48	32	44	47
Geologie	Gneis	Moränen	Sandst.	Sandst.	Sandst.
Bodentyp	BB	LL-SS	SS-BB	BB-SS	BB-SS
Bodenart	Ls2	Lu-Ls2-Ts4	Ls2-Lts	Sl4-Ts3	Uls-Sl3-Lt2
Skelettgehalt [Vol.-%]	60-80	2-15	1-60	2-5	1-25
Pmean* [mm/a]	1331	1139	1151	952	927
Tmean* [°C]	8,5	8,3	7,3	8,0	8,0

* LAI = Leaf Area Index, SAI = Stem Area Index, BHD = Brusthöhendurchmesser, Pmean = mittlerer Gesamtjahresniederschlag, Tmean = durchschnittliche Jahresmitteltemperatur

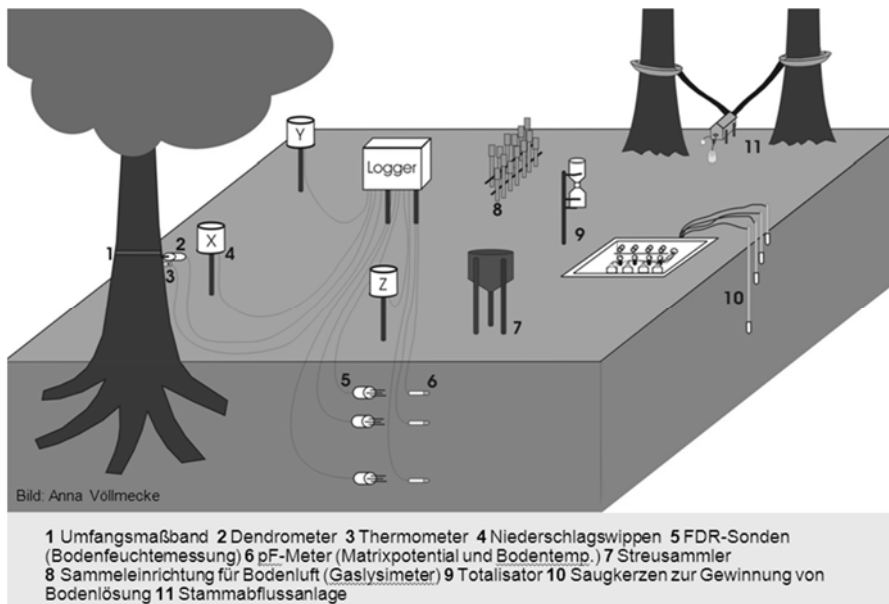


Abbildung 2: Schematischer Aufbau eines Intensivmessplots (Buche und Fichte)

2 Messergebnisse aus den drei Kronenpositionen

Anhand der Niveaus aus den Zeitreihen der Bodenwassergehalte und der Matrixpotentiale wurde zunächst visuell abgeschätzt, ob die zeitlichen Verläufe ein räumliches Muster aufweisen. So könnte der bei Buchen auftretende Stammabfluss zu wesentlich höheren Bodenwassergehalten im Kronenkern führen. Andererseits sollte der Niederschlag in den Kronenlücken weniger durch die Kronen beeinflusst werden. Deshalb wäre eine höhere Dynamik bzgl. der Niederschlagsereignisse bzw. von Austrocknungszyklen zu erwarten. Die Abbildung 3 zeigt beispielhaft den zeitlichen Verlauf der Bodenwassergehalte und Matrixpotentiale in 30 und 60 cm Bodentiefe im „Conventwald“. Auffallend ist die geringe Variabilität der Wassergehalte in 30 cm Tiefe bzgl. der Kronensituationen. Tendenziell sind die Bodenwassergehalte im Kronenkern und Kronenrand etwas höher als in der Lücke. Eine größere Variabilität weisen die Wassergehalte in 60 cm auf. Dort zeigt sich, dass am Kronenrand die höchsten Bodenwassergehalte gemessen wurden. Am Kronenkern traten die geringsten Werte auf. Da der Standort „Conventwald“ sehr steinig und steil ist, muss man hier mit lateralen Flüssen im Untergrund rechnen, so dass sich hier der Stammabfluss bis in 60 cm Tiefe auswirken könnte.

Die Matrixpotentiale zeigen, dass der Bereich im Kronenkern in beiden Tiefen am feuchtesten im Vergleich zu den anderen beiden Messplots ist.

Die Ergebnisse aller Untersuchungsgebiete sind in Tabelle 2 für die Bodenwassergehalte und Matrixpotentiale zusammengefasst. Ein einheitliches Muster lässt sich bei beiden Messgrößen nicht feststellen. Mal sind die Messplots unter den Kronen, mal in den Kronenlücken am feuchtesten. Neben der Kronensituation spielen somit noch andere Effekte eine Rolle, wie die Bodenstruktur, Bodenbedeckung, Bestandsdichte, genaue Lage zum Baum und die Morphologie des Standortes. Problematisch bei Buchen sind die sich überlagernden Effekte vom Stammabfluss und der erhöhte Anteil durchtropfenden Niederschlags in der Lückenposition.

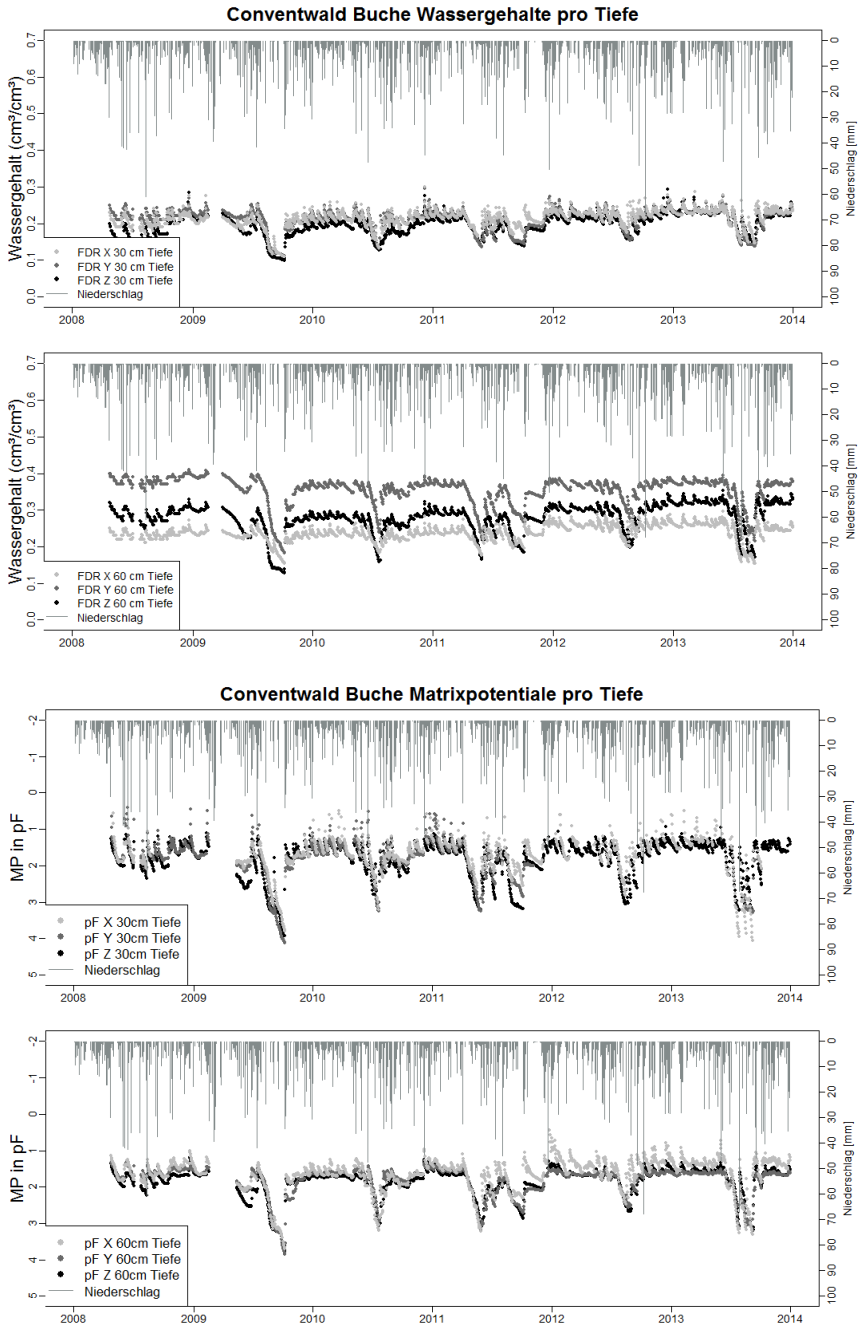


Abbildung 3: Beispiel der Zeitreihen von Bodenwassergehalten (oben) und Matrixpotentialen (unten) in zwei Tiefen und je drei Kronensituationen im Conventwald

Tabelle 2: *Auswertung der Bodenmatrixpotential- und der Bodenwasser-Zeitreihen in den Untersuchungsgebieten Conventwald (CO), Ochsenhausen (OC), Heidelberg (HD), Esslingen (ES) und Altensteig (ALT)*

Muster bzgl. der Matrixpotentiale MP	PLOT
Kronenkern in 30 cm mit geringeren MP = weniger Austrocknung → Einfluss des Stammabflusses	CO, HD
Kronenkern in 60 cm mit geringeren MP = weniger Austrocknung → Einfluss des Stammabflusses	CO
Kronenlücke in 30 cm mit geringeren MP = weniger Austrocknung → mehr durchfallender Niederschlag	OC, ES, ALT(15+30 cm)
Kronenlücke in 60 cm mit geringeren MP = weniger Austrocknung → mehr durchfallender Niederschlag	OC, ES, ALT, HD
Muster bzgl. der Wassergehalte	PLOT
Kronenkern in 30 cm am feuchtesten → Einfluss des Stammabflusses	CO, HD, ALT
Kronenkern in 60 cm am feuchtesten → Einfluss des Stammabflusses	HD
Kronenlücke in 30 cm am feuchtesten → mehr durchfallender Niederschlag	OC, ES, ALT (15 cm)
Kronenlücke in 60 cm am feuchtesten → mehr durchfallender Niederschlag	OC
Kronenrand in 60 cm am feuchtesten → Einfluss des Kronendaches, Traufrand	CO, ALT, ES

Schaut man sich beispielsweise die Reaktion auf ein einzelnes Niederschlagsereignis in Heidelberg an (s. Abb. 4), so ist an diesem Beispiel ein deutlicher Effekt des Stammabflusses zu erkennen. Die Bodenfeuchte im Kronenkern reagiert am stärksten im Vergleich zur Kronenlücke und das, obwohl insgesamt mehr Niederschlag in der Kronenlücke (Pz) als im Kronenkern (Px) gefallen ist.

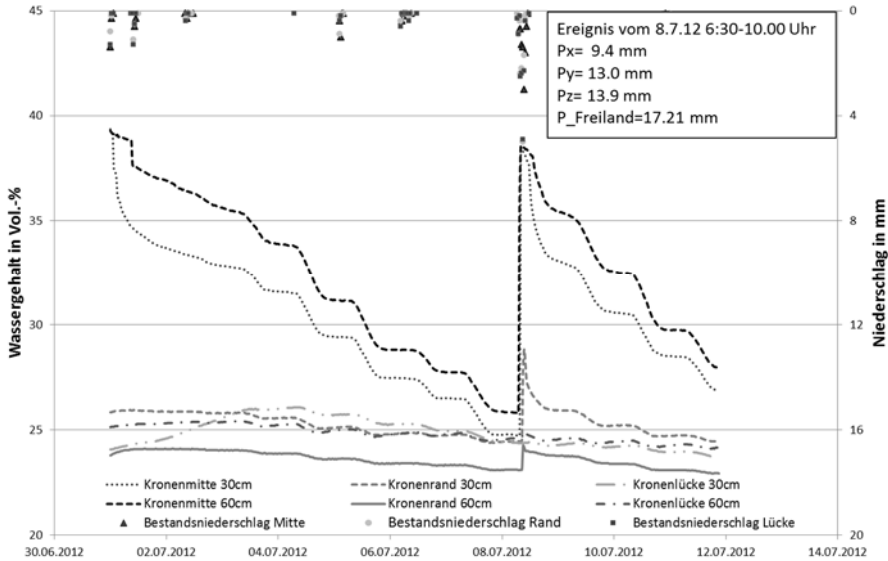


Abbildung 4: Reaktion der Bodenwassergehalte auf ein Niederschlagsereignis in Heidelberg (Buche)

Die Variabilität der Bestandsniederschläge im Vergleich zum Freilandniederschlag weist ebenfalls ein sehr heterogenes Bild auf, das sich im Jahresverlauf ändert, wie Abbildung 5 zeigt. Die Baumkronenarchitektur sowie der Kronenspeicher (LAI) über dem Niederschlagssammler sollte daher für weitere Untersuchungen detaillierter erhoben werden.

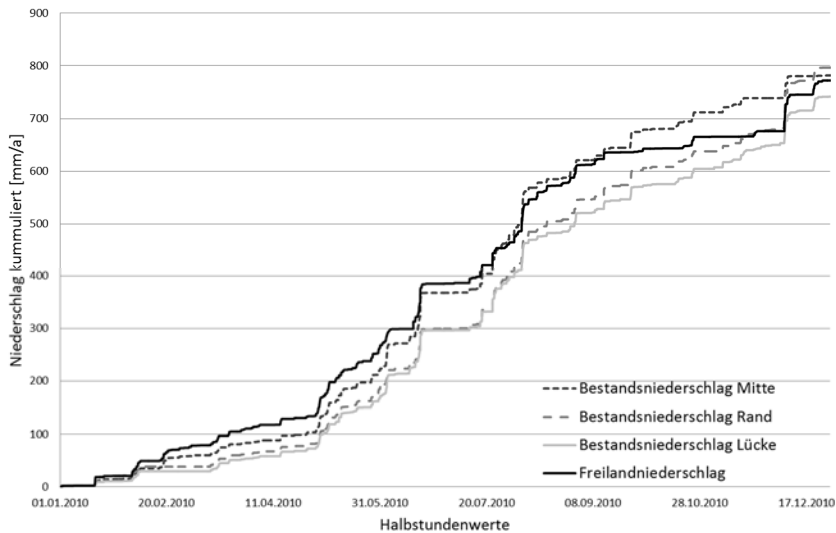


Abbildung 5: Verlauf der kumulierten Bestands- und Freilandniederschläge am Beispiel Ochsenhausen (2010)

3 Fazit und Ausblick

Die visuelle Auswertung der Zeitreihen von FDR- und pF-Meter-Sonden in drei verschiedenen Kronenpositionen und zwei Messtiefen hat gezeigt, dass die Kronenposition nur eine von vielen Einflussgrößen auf den Bodenwasserhaushalt ist. Ein eindeutiges räumliches Muster bzgl. der Kronensituation ließ sich an den fünf Buchenstandorten in Baden-Württemberg nicht ableiten. Für eine statistische Auswertung müssten weitere Einflussparameter (Boden, Morphologie, Bodenvegetation) mit einbezogen werden. Eine Analyse der Fichtenplots könnte eventuell auch Aufschluss geben, welcher Anteil der räumlichen Variabilität durch die Baumart verursacht wird und welcher durch andere Standortsfaktoren.

Diese Arbeit entstand in Zusammenarbeit mit der FVA Baden-Württemberg.

Autorin:

Dr. Yvonne Morgenstern

ANNA - Agentur für Nachhaltige Nutzung von Agrarlandschaften

Klarastrasse 94

D-79106 Freiburg

yvonne.morgenstern@yahoo.de

www.anna-consult

Ermittlung der Trockenstresswirkung auf den Wasserverbrauch und das Wachstumsverhalten von Bäumen

The determination of the drought stress effect on the water consumption and the growth of trees

Jürgen Müller

Zusammenfassung

Die Fähigkeit zur Adaption von Baumarten an den prognostizierten Klimawandel ist noch weitgehend ungeklärt. Die Untersuchung ihrer Ertragsfähigkeit bei Trockenheit und Hitze ist dabei ein erklärtes Forschungsziel. Die Anwendung von Lysimetern ist eine innovative und bewährte Methode. Die Eberswalder Lysimeter sind wegen ihrer Größe (100 m² Oberfläche und 5 m Tiefe) für die komplexen Untersuchungen hervorragend geeignet. Die Forschungen werden durch die Anwendung speziell entwickelter wägbarer Lysimeter und eines Freilandlabors sowie durch Untersuchung in Waldbeständen ergänzt. Schwerpunkt der Forschung ist die Untersuchung des Ursachen-Wirkungsgefüges von unterschiedlicher Trockenheit auf Wasserverbrauch, Radialzuwachs und Feinwurzeldynamik der Bäume. Im Fokus der Untersuchungen stehen junge Bäume, die besonders empfindlich gegen Trockenheit sind, weil sie mit ihren Wurzeln noch nicht die tieferen Bodenwasservorräte erreichen können. Es werden die Zusammenhänge zwischen zunehmender Boden-austrocknung und dem Wasserverbrauch junger Buchen und Eichen sowie Kiefern

im Baumholzalter dargestellt. Der Rückgang der Evapotranspiration ist verbunden mit der Reduzierung des Radialzuwachses.

Stichworte: Baumarten, Lysimeter, Wassermangel, Wasserverbrauch, Radialzuwachs

Abstract

The ability of trees to adapt to climate change is still largely unknown and the investigation of their yield capacity under the conditions of drought and heat is a declared research objective. The use of lysimeters is an innovative and approved method. Because of their size (100 m² surface area and 5 m depth) the Eberswalde lysimeters are excellently suited for such complex investigations. The investigations are supplemented by the use of especially developed weighable lysimeters, an open field laboratory and investigations in forest stands. The main emphasis of the research consists in the investigation of cause and effect relationships under the conditions of different levels of drought on water consumption, radial growth and fine root dynamics of the trees. The investigation focuses on young trees. They are more sensitive to drought because their roots cannot reach the water contained in deeper soil layers. The relationships between increasing soil dryness and the water use of young beech and oak trees, as well as mature pine trees are shown. The decrease of evapotranspiration is followed by the reduction of radial growth.

Keywords: tree species, lysimeter, water shortage, water consumption, radial growth

1 Einleitung

Der Wald bedeckt circa ein Drittel der Fläche Deutschlands und wird zum Großteil wirtschaftlich genutzt. Die Produktivität ist neben der Bewirtschaftung und den Standortbedingungen wesentlich von Witterung und Klima abhängig. Ertragsausfälle und damit einhergehende wirtschaftliche Schäden treten unter anderem durch Trockenheit und Hitze wie zum Beispiel im Jahr 2003 in Deutschland auf. Viele Szenarien zur Klimaentwicklung lassen eine weitere Zunahme von Trockenheit erwarten, die für die forstliche Produktion nachteilige, teils existenzbedrohende Auswirkungen haben könnte.

Brandenburg hat auf Grund des kontinental beeinflussten Klimas im bundesweiten Vergleich weit unterdurchschnittliche Niederschläge und damit ein geringes Wasserangebot. Perioden geringer bzw. aussetzender Niederschläge und negativer klimatischer Wasserbilanz in der Vegetationsperiode sind typisch:

- negative Bilanz schon zu Beginn der Vegetationsperiode mit ausgeprägter Frühjahrstrockenheit und entsprechender Bodenwasserzehrung
- ausgeprägte Sommertrockenheit mit extremer Trockenstresswirkung auf die Vegetation
- herbstliche Trockenheit mit negativen Folgen für die winterliche Bodenwasserauffüllung

Vor diesem Hintergrund erfolgte die Auswertung der Entwicklung der sommerlichen Mitteltemperaturen und Niederschlagssummen von 1900 bis 2010 für die Wetterstation Angermünde 15 km nordöstlich der Lysimeterstation (s. Abb. 1 und Abb. 2). Danach ist der Sommer in den mehr als 100 Jahren um 3,5 °C wärmer geworden und die niederschlagsarmen Jahre häufen sich in der zweiten Jahrhunderthälfte (MÜLLER 2002). Dieser Witterungsentwicklung muss der Wald von morgen Rechnung tragen.

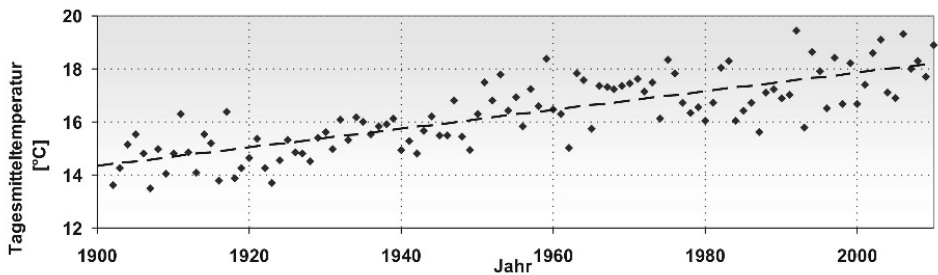


Abbildung 1: Mitteltemperaturen der Monate Juni, Juli und August von 1900 bis 2010 der DWD-Station Angermünde

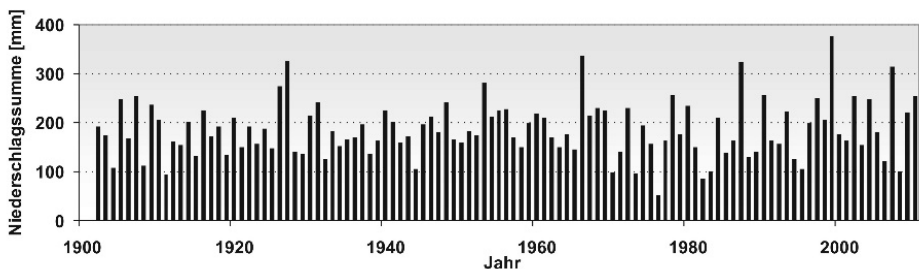


Abbildung 2: Niederschlagssummen der Monate Juni, Juli und August von 1900 bis 2010 der DWD-Station Angermünde

Diese Klimaprognosen bedeuten für den Wasserhaushalt der Wälder des nordostdeutschen Tieflands:

- Erhöhung der potentiellen Verdunstung
- Verringerung der Bodenwasserverfügbarkeit
- Zunahme der Perioden mit „Trockenstress“
- Verlängerung der Vegetationszeit mit längerer Bodenwasserzehrung
- Zunahme der Evapotranspiration außerhalb der Vegetationszeit.

Aufgabe der Forschung ist es, trockenheitsbedingte Risiken in der Forstwirtschaft zu identifizieren und mögliche Handlungsoptionen aufzuzeigen, um Empfehlungen zur Anpassung von Produktionssystemen, wie die Baumarten- und Herkunftswahl abzuleiten. Wassermangel entsteht, wenn der Wasserbedarf der Pflanzen größer als die Wasserverfügbarkeit ist. Damit ergibt sich das Risiko aus den Wechselwirkungen zwischen der Pflanze, dem Boden und den meteorologischen Bedingungen.

Dabei entscheiden der Zeitpunkt, die Dauer und die Intensität der Trockenheit über den entstehenden Trockenstress für die Pflanzen.

Besonders empfindlich gegen Trockenheit sind junge Bäume, die mit ihren Wurzeln noch nicht die tieferen Bodenwasservorräte erreichen können. Deshalb stehen sie im Fokus unserer Experimente.

2 Methode

Die Anwendung von Lysimetern hat in der forsthydrologischen Forschung der Region Eberswalde eine über hundertjährige Tradition. Die ökologische Versuchstation Britz bei Eberswalde ist mit neun Großlysimetern vom Standort her für weite Teile des nordostdeutschen Tieflands repräsentativ. Die Lysimeterstation wird seit 1974 betrieben, um den Wasserverbrauch von aufwachsenden Hauptbaumarten (Kiefer, Buche, Lärche, Douglasie) und deren Einfluss auf Grundwasserneubildung und Landschaftswasserhaushalt zu quantifizieren (MÜLLER 2011).

Das zukünftige Waldbild in Deutschland soll durch möglichst vielfältig strukturierte Mischbestände geprägt sein. Das Waldumbauprogramm bedarf der wissenschaftlichen Begleitung und Fundierung; insbesondere ist zu prüfen, wie sich die im hiesigen Raum für das Waldwachstum häufig als limitierend erweisenden hydroökologischen Bedingungen bei Unterbau von Kiefer verändern und wie diese Bedingungen über bestandesstrukturell-waldbauliche Maßnahmen positiv beeinflusst werden können. Vor diesem Hintergrund wurden zwei Lysimeterbestände der Kiefer mit Buche und Eiche und ein Lärchenlysimeterbestand mit Buche unterbaut. Gleichzeitig mit den vegetationsstrukturellen Veränderungen wurde die messtechnische Ausrüstung der Lysimeter erweitert. Es wurden bodenhydrologische Messplätze zur Bestimmung des Bodenwasserflusses eingerichtet. Diese Messplätze

wurden auch außerhalb der Lysimeterstation in unterschiedlich strukturierten Kiefern- sowie Buchenrein- und Mischbeständen installiert.

Zur getrennten Ermittlung des Wasserverbrauchs der jungen Bäume im Unterstand wurden im Umfeld der Großlysimeter wägbare Lysimeter eingebaut. Somit besitzt die Versuchsstation die notwendige innovative messtechnische Ausstattung, um die sich mit den vegetationsstrukturellen Änderungen ergebenden modifizierten Prozesse des Wasserflusses erfassen zu können.

2.1 Messung des Bodenwasserflusses in hydrologischen Messfeldern

Im Rahmen der vom BMBF geförderten Verbundprojekte „Waldökosystemforschung Eberswalde“ (FKZ 0339500) und „Wirkungen des Waldumbaus im nordostdeutschen Tiefland“ (FKZ 0339731) wurden in unterschiedlich strukturierten Kiefernökosystemen Wasserflussmessungen durchgeführt. Die Untersuchungsbestände und die Ausrüstung der Intensivversuchsfelder mit Geräten zur meteorologisch-hydrologischen Messung sind in MÜLLER 2002 und 2003 näher beschrieben.

Zur Quantifizierung des Bodenwasserflusses (Tiefenversickerung, Bodenwasserentzug) wurden in die Waldbestände Geräte zur Messung von Saugspannung und Bodenfeuchte eingebaut. Die Abbildung 3 zeigt das Prinzip des kombinierten Einbaus von Saugspannungs- und Bodenfeuchtemessgeräten in bodenhydrologische Messfelder. Der Einbau erfolgte horizontweise bis zu einer Tiefe von 2 m mit mehreren Wiederholungen pro Tiefe.

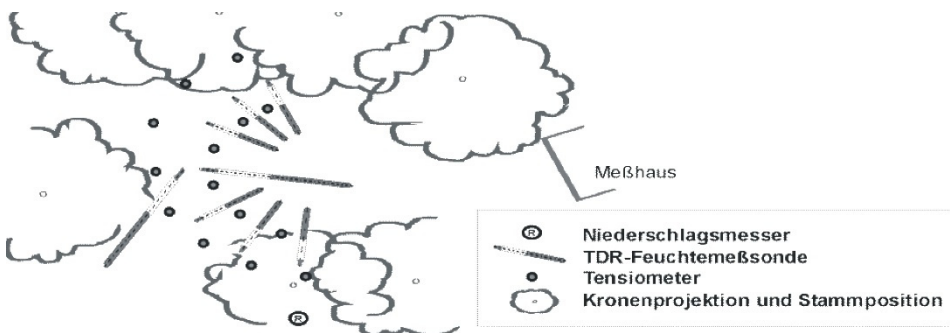


Abbildung 3: *Prinzipische Skizze eines bodenhydrologischen Messfeldes*

2.2 Wägbare Lysimeter

Um den spezifischen Wasserverbrauch unterschiedlicher Vegetation unter definierten Bedingungen zu ermitteln, wurden spezielle wägbare Lysimeter (WKL), (s. Abb. 4) entwickelt (MÜLLER et al. 1998, MÜLLER u. SEYFARTH 1999). Die Innovation dieser Konstruktion liegt in der für die Aussagefähigkeit der Ergebnisse

notwendigen Verknüpfung von Lysimetergröße, einer speziellen, die Ungestörtheit von Bodenmonolith und Lysimeterumfeld sichernden Einbautechnologie sowie in der Wägbarkeit und der mobilen Einsatzmöglichkeit.

Die WKL haben eine Oberfläche von 1 m² und sind 1,8 m tief. Der Wasserverbrauch der Vegetation kann durch den Einsatz spezieller Wägezellen für die Erfassung der Bodenfeuchteänderung im Monolith und der ausfließenden Sickerwassermengen mit einer Genauigkeit von 0,1 mm erfolgen.

Nachfolgend steht die Anwendung der Lysimeter in Trockenversuchen unterschiedlicher Intensität im Fokus.

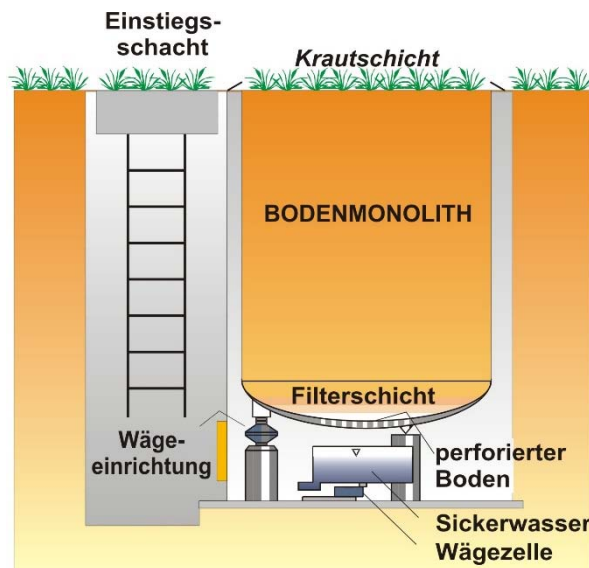


Abbildung 4: Wägbares Lysimeter mit ungestörtem Bodenmonolithen zur Ermittlung des Wasserverbrauchs der Vegetation

2.2.1 Das Trockenexperiment

Die WKL wurden zur Untersuchung der Auswirkung unterschiedlicher Trockenheit auf das Wachstum und den Wasserhaushalt junger Eichen eingesetzt. Die wägbaren Lysimeter sind mit einem fahrbaren sensorgesteuerten Dach abgedeckt, das, wenn es regnet, über die Lysimeter fährt (s. Abb. 5). Der Niederschlag für unterschiedliche Szenarien (Trocken- und Normalszenario) wird durch Bewässerung gegeben. Die Evapotranspiration der Eichen wird nach der Wasserhaushaltsgleichung ermittelt. Der auffallende Regen, die Feuchteänderung im Monolith und die Sickerwassermenge werden durch Wägung bestimmt. Zusätzlich wird die Bodenfeuchte im Boden in acht Tiefen gemessen. Die Dynamik des Dickenwachstums wurde mit Mikrodendrometer gemessen.



Abbildung 5: WKL mit fahrbarem Dach zur Ermittlung des Wasserverbrauchs junger Eichen

Für die Regengaben wurden zwei Szenarien ausgewählt. Das normale Szenario mit 330 mm von April bis Oktober entspricht in etwa dem langjährigen Mittel der Region. Die Bodenwasservorräte im gesamten Tiefenbereich der Lysimeter lagen dabei immer zwischen 80 bis 100 % Feldkapazität.

Beim trockenen Szenario beträgt die Niederschlagssumme im gleichen Zeitraum 180 mm. Grundlage für dieses Szenario sind Auswertungen der Trockenjahre der letzten 30 Jahre im Untersuchungsraum.

2.2.2 Der Austrocknungsversuch

In einem weiteren Experiment wurde ein WKL vor dem Blattaustrieb der jungen Buchen Mitte April mit einer Haube abgedeckt (s. Abb. 6). Mitte August reagierten die Buchen auf die Austrocknung mit dem Abwerfen der Blätter (s. Abb. 7). Messtechnisch wurde die zunehmende Austrocknung begleitet durch die Messung der Bodenwasservorräte in acht Tiefen, die Erfassung der Dynamik des Dickenwachstums mit Mikrodendrometern und die Messung des pre dawn Blattwasserpentials mit der „Scholanderbombe“.



Abbildung 6: WKL mit Abdeckhaube zur Ermittlung der Trockenstresswirkung auf das Wachstum junger Buchen



Abbildung 7: WKL mit Buchen nach der Austrocknung

2.3 Das Freilandlabor (Drylab)

Das Freilandlabor (Drylab) ist eine Anlage von acht Lysimetern mit jeweils zwei Quadratmetern Oberfläche und einer Tiefe von 1,5 m (s. Abb. 8). Alle Lysimeter sind mit einheitlichem Bodensubstrat befüllt und ebenerdig in das Freiland eingesetzt. In jede Bodensäule wurden ca. 20 junge Buchen gepflanzt. Mithilfe eines

verschiebbaren, lichtdurchlässigen Daches lassen sich kontrollierte Trockenheitsbedingungen herstellen. Die Bewässerung erfolgt mit einer Niederdruck-Tropfenbewässerung. Mit Hilfe von Rohrsonden wird die Bodenfeuchtigkeit in unterschiedlichen Bodentiefen gemessen. Das ablaufende Sickerwasser wird mit Kippzählern unterhalb des Lysimeterbodens erfasst. Aus den Messdaten werden die genaue Ermittlung der Evapotranspiration sowie die Beobachtung der Bodenwasservorräte in der Bodensäule möglich.

Das Drylab wurde mit jungen Rotbuchen aus Deutschland und Polen bepflanzt, die an unterschiedliche klimatische Verhältnisse angepasst sind. Der Versuch soll zeigen, welche Buchenherkünfte am besten mit den Klimaverhältnissen der Zukunft zurechtkommen. Die Rotbuche ist in Deutschland die wichtigste Baumart in naturnahen Wäldern und spielt für die künftige Waldwirtschaft eine zentrale Rolle.

Schwerpunkt der Arbeiten ist die Untersuchung des Ursachen-Wirkungsgefüges von unterschiedlicher Trockenheit auf Wasserverbrauch, Radialzuwachs und Feinwurzelndynamik der Bäume.



Abbildung 8: Drylab mit acht Lysimetern, fahrbarem Dach und installierter Tropfenbewässerung

Die Untersuchung der Dynamik der Feinwurzelentwicklung mit Hilfe von Mini-Rhizotronen stellt einen Schwerpunkt der Forschungen dar, weil die Reaktion der Feinwurzeln auf Trockenheit bisher wenig erforscht ist (s. Abb. 9). Dazu werden in acht vertikalen Glasröhren pro Lysimeter mit einer endoskopischen Kamera zu mehreren Messterminen die umgebende Feinwurzelschicht abgebildet und mit Bildverarbeitung analysiert. Hierdurch sind hochaufgelöste Informationen zum Umsatz an Feinwurzeln und zum Wurzelwachstum möglich.



Abbildung 9: Drylab mit Wurzelbrücke und Wurzelkamera zur Erfassung der Feinwurzelndynamik im Boden

3 Ergebnisse

3.1 Reaktion des Radialzuwachses auf Trockenheit in Kiefernbeständen

Für die Kiefernbestände im Baumholzstadium liegen Kurven der innerjährlichen Durchmesserentwicklung für mehrere aufeinanderfolgende Jahre mit unterschiedlichem Witterungsverlauf vor. Die Abbildung 10 zeigt die Abhängigkeit des Dickenwachstums von der Bodenwasserverfügbarkeit im Oberboden. Danach sind die Jahre 1997 und 2000 als für das Waldwachstum günstige Jahre zu werten. Bezüglich des verfügbaren Bodenwasservorrates bestanden keine wesentlichen Einschränkungen für die innerjährliche Durchmesserentwicklung. 1998, noch deutlicher 1999 traten mitsommerliche Trockenperioden auf. Die Bodenwasserverfügbarkeit in 0 bis 50 cm Bodentiefe sank 1999 auf unter 30 %. In direkter Folge stagnierte die Durchmesserentwicklung und es kam durch den eintretenden Wassermangel sogar zur Durchmesserabnahme. Dabei reagiert die Kiefer sowohl im Reinbestand als auch im Mischbestand unmittelbar auf den Bodenwassermangel.

In den untersuchten Vegetationsformen der Kiefer verlangsamt sich unterhalb einer verfügbaren Bodenwassermenge im Oberboden von 60 % die Durchmesserzunahme, unter 40 % kommt sie zum Erliegen und bei fortdauerndem Wassermangel zur Durchmesserabnahme. Eine Wasserverfügbarkeit von ca. 50 % stellt bei Sandböden einen Schwellenwert dar, unterhalb dessen eine deutliche Reduktion der Wachstumsaktivität eintritt (MÜLLER et al. 2002, MÜLLER 2002, BECK 2002).

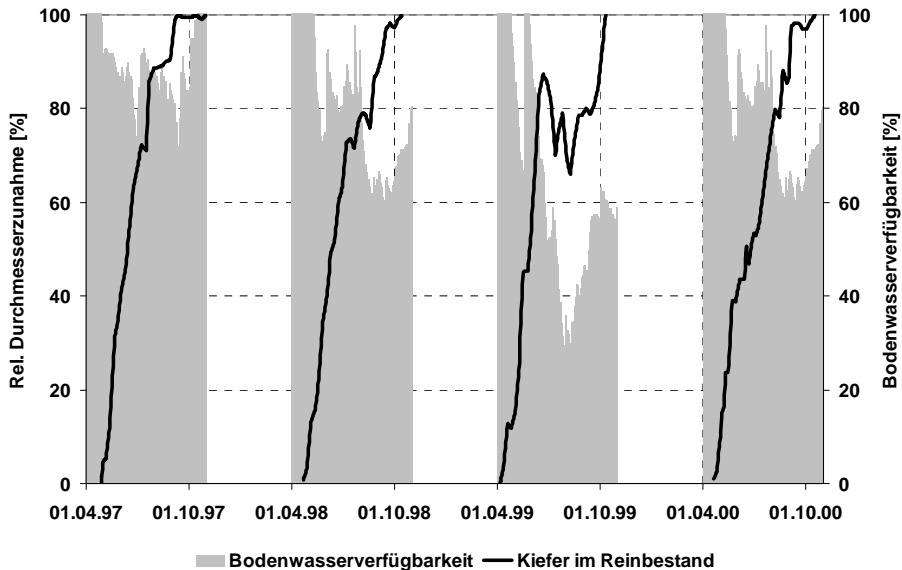


Abbildung 10: Vergleich der innerjährlichen Durchmesserentwicklung der Kiefer im Reinbestand in Abhängigkeit von der Bodenwasserverfügbarkeit in 0-50 cm Bodentiefe

3.2 Das Trockenexperiment

Die Tabelle 1 zeigt die Regengaben des Normal- und Trockenszenarios in den Monaten April bis Oktober.

Tabelle 1: Regengaben von Normal- und Trockenszenario

Monat	Regengabe [mm]	
	Normalszenario	Trockenszenario
April	30	15
Mai	57	28
Juni	66	39
Juli	50	25
August	54	24
September	41	32
Oktober	32	17
Gesamt	330	180

Die Abbildung 11 zeigt die kumulative Evapotranspiration für beide Niederschlags-szenarien von Mai bis Oktober. Infolge der größeren Niederschlagsreduzierung beim Trockenszenario (55 % des Normalszenarios) kommt es zur Transpirationseinschränkung. Die Evapotranspiration beträgt im Betrachtungszeitraum nur 40 % des Normalszenarios. Bei vergleichbaren Temperatur- und Strahlungsverhältnissen bestimmen die verfügbaren Bodenwassermengen die Transpirationshöhe und somit die Wachstumsaktivität. Der Rückgang der Evapotranspiration ist verbunden mit der Reduzierung des Radialzuwachses (s. Abb. 12).

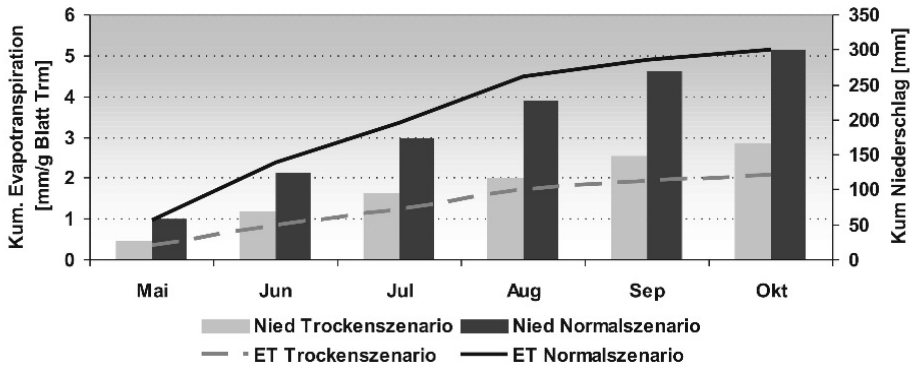


Abbildung 11: Kumulative Evapotranspiration (ET) für beide Niederschlagsszenarien von Mai bis Oktober

Die Abbildung 12 zeigt den innerjährlichen Gang der Durchmesseränderung in Abhängigkeit von der Bodenwasserverfügbarkeit (bis 30 cm Bodentiefe) für beide Niederschlagsszenarien. Die unterschiedliche Trockenheit führte zum differenzierten Verlauf der verfügbaren Bodenwassermengen in den Lysimetern. Beim Normalszenario liegen die Bodenwassermengen im Untersuchungszeitraum im Bereich von 80 bis 100 % der Feldkapazität. Beim Trockenszenario haben wir bis auf einen kleinen Zeitraum im Juni/Juli eine stetige Bodenwasserabnahme. Am Ende des Experiments liegt die relative Bodenwasserverfügbarkeit unter 30 %.

Die Bodenaustrocknung beeinflusst signifikant die Wachstumsaktivität. Beim Normalszenario mit nur geringer Austrocknung zeigt die Kurve einen typischen Verlauf, d. h. einen intensiven Radialzuwachs im Mai/Juni, danach geringeres, jedoch stetiges Radialwachstum bis Mitte August.

Beim Trockenszenario verläuft die intensive Zuwachsphase im Juni flacher, steigt dann infolge von Niederschlagszufuhr an, um danach nach einer Bodenaustrocknung unter 40 % Wasserverfügbarkeit abzufallen. Bereits Anfang Juli wird der Wachstumswert erreicht. Es kommt zur Reduktion und Einstellung des Wachstums. Bei Unterschreiten eines Schwellenwertes von 50 % Bodenwasserverfügbarkeit ist eine stärkere Reduzierung des Radialzuwachses zu erwarten.

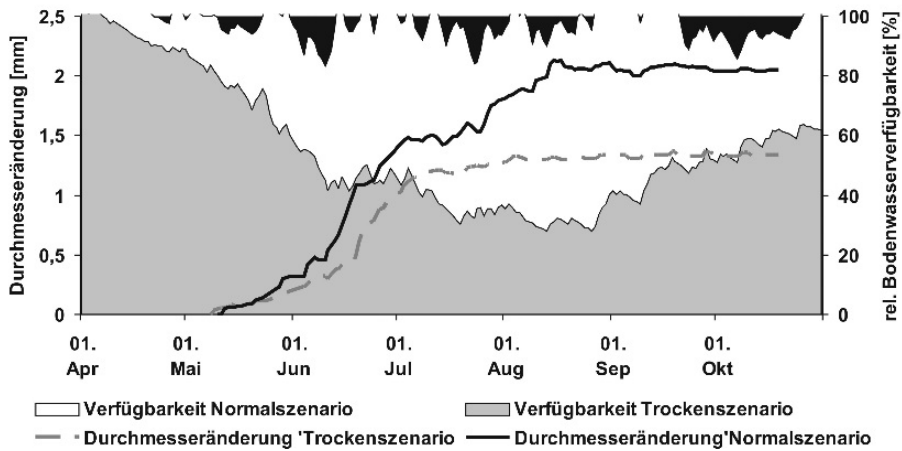


Abbildung 12: Innerjährlicher Gang der Durchmesseränderung in Abhängigkeit von der Bodenwasserverfügbarkeit (bis 30 cm Bodentiefe) für beide Niederschlagszenarien

3.3 Das Austrocknungsexperiment

Mit dem Abdecken des Lysimeters und der Blattentfaltung an den Buchen Anfang Mai reduzierten sich die Bodenwassermengen im Lysimeter stetig. Die Bodenfeuchtesensoren konnten allerdings erst Ende Mai installiert werden. Zu diesem Zeitpunkt lag die relative Bodenwasserverfügbarkeit bereits unter 50 %. Die Abbildung 13 zeigt den Verlauf der Durchmesserentwicklung in Abhängigkeit von der Bodenwasserverfügbarkeit. Durch äußere Fremdeinflüsse kam es am Mikroendrometer zur Beeinflussung des gemessenen Widerstandswertes. So verschoben sich die Werte am 27./28.05. und am 07./08.07. um ein Widerstandslevel nach oben. Alle anderen Werte sind plausibel. Es wird deutlich, dass oberhalb von 50 % Bodenwasserverfügbarkeit noch ein Dickenzuwachs erkennbar ist, der sich unterhalb 50 % verlangsamt und bei einer weiteren Abnahme der Bodenwassermengen stagniert.

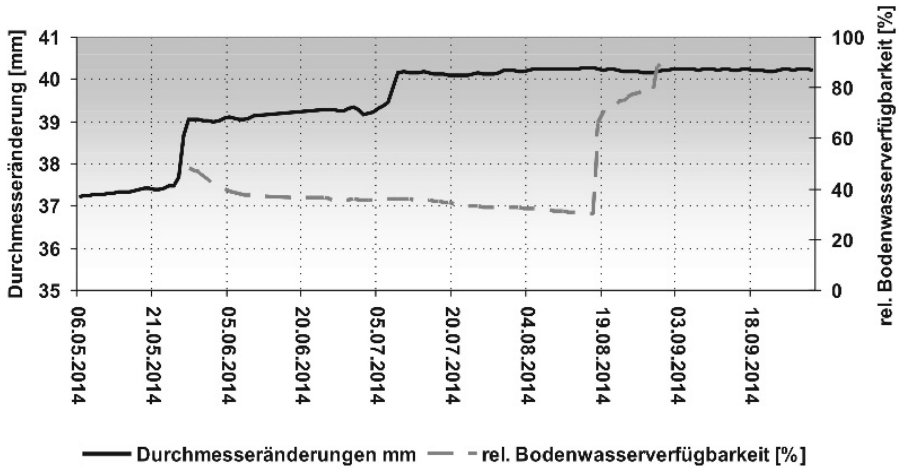


Abbildung 13: Innerjährlicher Gang der Durchmesseränderung in Abhängigkeit von der Bodenwasserverfügbarkeit (bis 30 cm Bodentiefe)

4 Diskussion und Schlussfolgerungen

Für die Beurteilung der Auswirkungen von Trockenheit auf den Waldzustand ist außer der Höhe des Wasserdefizits der Zeitpunkt entscheidend, bis zu dem dieses Defizit entstanden ist. Bei gleicher Witterung ist neben der Baumart in erster Linie der Boden mit seiner Speicherkapazität ausschlaggebend für das Ausmaß der Trockenheitswirkung (MÜLLER 2006, MÜLLER 2009). Bei Unterschreiten von 60 % Bodenwasserverfügbarkeit setzen beim Sandboden bei den untersuchten Baumarten Kiefer, Buche und Eiche erste Zuwachsreduktionen in unterschiedlicher Intensität ein. Unterhalb von 50 % kommt es zu starken Zuwachsreduktionen und beim weiteren Absinken der Bodenwasserverfügbarkeit stagniert der Zuwachs (BECK u. MÜLLER 2007).

Die wägbaren Lysimeter sind eine geeignete innovative Methode zur Untersuchung der Ursache-Wirkungsbeziehungen zur Auswirkung von Trockenheit auf die Wasserhaushaltskennwerte und das Wachstum der Bäume. Dass man für diese Dimension von Lysimetern nur junge Bäume verwenden kann, schränkt einerseits die Verallgemeinerung der Ergebnisse ein, aber andererseits sind gerade die jungen Bäume empfindlich gegen Trockenheit und somit wertvolle Untersuchungsobjekte.

Deshalb sind weiterhin vertiefende Untersuchungen zu den Ursachen-Wirkungsbeziehungen zwischen Niederschlagsmangel, Bodenaustrocknung und Pflanzenreaktion in Baumholzbeständen unterschiedlicher Baumarten durchzuführen, um daraus Grenzwerte für die Bewertung der potentiellen Trockenheits-

gefährdung baumartenspezifisch ableiten zu können. Ziel ist es, für die Holzaufkommensmodellierung der Vorrats- und Zuwachsentwicklung Korrekturfaktoren infolge Trockenheit bereitzustellen.

Mit den erzielten Ergebnissen lassen sich realitätsnahe Aussagen zur zukünftigen Gefährdung heutiger Wälder machen und Strategien zur Anpassung an die erwarteten Klimaänderungen entwickeln.

Literatur

- BECK, W. (2002): Wachstumsverhalten und Nettoprimärproduktion der Baumschicht. In: ANDERS, S.; BECK, W.; BOLTE, A.; HOFMANN, G.; JENSSEN, M.; KRAKAU, U. u. MÜLLER, J.: Ökologie und Vegetation der Wälder Nordostdeutschlands. Oberwinter, Verlag Dr. Kessel
- BECK, W. u. MÜLLER, J. (2007): Impact of heat and drought on tree and stand vitality - dendroecological methods and first results from level 2-plots in southern Germany. Schr. Forstl. Fak. Univ. Göttingen, Nordwestdt. Forstl. Versuchsanst. 142, 120-127
- MÜLLER, J. (2002): Wirkungszusammenhänge zwischen Vegetationsstrukturen und hydrologischen Prozessen in Wäldern und Forsten. In: ANDERS, S.; BECK, W.; BOLTE, A.; HOFMANN, G.; JENSSEN, M.; KRAKAU, U. u. MÜLLER, J.: Ökologie und Vegetation der Wälder Nordostdeutschlands. Oberwinter, Verlag Dr. Kessel
- MÜLLER, J. (2003): Veränderung hydroökologischer Parameter im Prozess des Waldumbaus. In: ANDERS, S.; BECK, W.; HORNSCHUCH, F.; MÜLLER, J. u. STEINER, A.: Untersuchungen zur Ökologie von Kiefern-Buchen-Mischbeständen im nordostdeutschen Tiefland und Ableitung von Empfehlungen zur Durchführung des Buchen-Unterbaus in Kiefern-Reinbeständen. Abschlussbericht des BMBF-Verbundprojektes „Ökologische Voraussetzungen und Wirkungen des Waldumbaus im nordostdeutschen Tiefland (Förderkennzeichen 0339731). Eberswalde. Bundesforschungsanstalt Forst-Holzwirtschaft, Inst. für Forstökologie und Walderfassung
- MÜLLER, J. (2006): The effect of dryness on the water balance of selected forest sites and the ascertainment of a potential risk of dryness. In: EICHHORN, J. (ed.) Tagungsbeiträge zur internationalen Tagung des ICP Forests, Göttingen, 25.-28.10.2006. Hessen-Forst, 58-59
- MÜLLER, J. (2009): Auswirkung von Trockenheit auf den Waldzustand - Ansätze zur Bewertung der potentiellen Trockenheitsgefährdung von Waldstandorten. Forum Hydrol. Wasserbewirtsch. 26.09, 31-38
- MÜLLER, J. (2011): Die Anwendung von Lysimetern zur Ermittlung des Wasserhaushaltes in Wäldern des nordostdeutschen Tieflands. Waldökol. Landschaftsforsch. Natursch., 12, 37-46
- MÜLLER, J. u. SEYFARTH, M. (1999): Methode zur Ermittlung des Wasserverbrauchs unterschiedlicher Waldbodenvegetationsdecken mit Hilfe von wägbaren Lysimetern. In: 8. Lysimetertagung der Bundesanstalt für Alpenländische Landwirtschaft in Gumpenstein am 13. und 14.4.1999. BAL Bericht, 1999, 177-178
- MÜLLER, J.; BOLTE, A.; BECK, W. u. ANDERS, S. (1998): Bodenvegetation und Wasserhaushalt von Kiefernforstökosystemen (*Pinus sylvestris* L.). Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie, Berlin, 28, 407-414
- MÜLLER, J.; BECK, W.; HORNSCHUCH, F. u. STEINER, A. (2002): Quantifizierung der ökologischen Wirkungen aufwachsender Kiefern-Buchen-Mischbestände im nordostdeutschen Tiefland. Beitr. f. Forstwirtsch. Landschaftsökol., Berlin, 36, 3, 125-131

Autor:

Dr. Jürgen Müller
Thünen Institut für Waldökosysteme
Alfred-Möller-Str. 1
D-16225 Eberswalde
juergen.mueller@thuenen.de

Ist die Parametrisierung von Bodenwasserhaushaltsmodellen an den Erhebungspunkten der Bundeswaldinventur in Baden-Württemberg sinnvoll möglich?

Is meaningful parameterisation of soil water models for the grid points of the National Forest Inventory in Baden-Württemberg possible?

Heike Publmann und Klaus von Wilpert

Zusammenfassung

Die vielfältigen Anstrengungen, die Auswirkungen des Klimawandels auf die Vitalität und Leistungsfähigkeit von Wäldern zu verstehen, haben in den vergangenen Jahren die Anforderungen an die Abschätzung und Prognose des Bodenwasserhaushalts von Waldstandorten erhöht. So sind neben langjährigen mittleren Standortverhältnissen zunehmend Informationen zu inner- und überjährlichen Schwankungen (z. B. die Ausprägung von Trockenphasen), aber auch Fragen der räumlichen Heterogenität von Interesse. Zur Abschätzung der zeitlichen Dynamik und der räumlichen Variabilität des Bodenwasserhaushalts werden in der Regel numerische Modelle verwendet, welche eine detaillierte Beschreibung der physika-

lischen Bodeneigenschaften (Tiefenentwicklung der Retentions- und Leitfähigkeitscharakteristika am Standort) erfordern. In der hier vorgestellten Studie wurde exemplarisch für die Erhebungspunkte der Bundeswaldinventur (BWI) in Baden-Württemberg untersucht, inwieweit die erforderlichen Eingangsgrößen zur Beschreibung der Bodeneigenschaften auf der Grundlage der Forstlichen Standortskartierung und aus der Bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE) bereitgestellt werden können. Die zwei Datenquellen wurden hinsichtlich folgender Bodeneigenschaften verglichen: (i) Eingangsgrößen in Pedotransferfunktionen zur Schätzung der Wasserretention und der ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeit (Textur, Trockenrohdichte, Gehalt an organischem Kohlenstoff), (ii) Kennwerte der Wasserretention (nutzbare Feldkapazität, Feldkapazität) sowie gesättigte hydraulische Leitfähigkeit, (iii) weitere für die Bodenwasserhaushaltsmodellierung benötigte Eingangsgrößen (Bodenentwicklungstiefe, Grobbodenanteil, Humusauflage). Auf der Grundlage dieser Datensätze wurde der Bodenwasserhaushalt an den BWI-Punkten mit dem Modell LWF-BROOK90 simuliert. Die Modellergebnisse wurden hinsichtlich der Abbildung von Trockenstressgrößen (z. B. Transpirationsdefizit, relative nutzbare Feldkapazität) verglichen.

Stichworte: Bodenwassermodellierung, LWF-BROOK90, Modellparametrisierung, Bundeswaldinventur, Forstliche Standortskartierung

Abstract

The manifold attempts to understand the effects of climate change on the vitality and productivity of forests in recent years have increased demands on the estimation and forecasting of forest soil water balances. So, as well as the long-term average site conditions, information on fluctuations within and between years (the extent of dry periods, for instance) and spatial heterogeneity are increasingly sought after. Normally, in order to estimate the temporal dynamic and the spatial variability of the soil water balance, numerical models are used which require a detailed description of the soil physical properties (changing water retention and flow characteristics with depth). Using the survey points of the German National Forest Inventory (BWI) in the state of Baden-Württemberg as an example, this study investigates to what extent the required input data for describing soil properties can be provided by forest site maps and the National Forest Soil Inventory (BZE). The two data sources were compared in relation to the following soil characteristics: (i) Input variables in pedo-transfer functions for estimating water retention and the unsaturated hydraulic conductivity (texture, dry bulk density, and organic carbon content), (ii) specific water retention values (available water capacity, field capacity), as well as saturated water conductivity, (iii) further input variables needed for soil water balance modelling (depth of soil development, coarse-grained soil proportion, humus layer). On the basis of this database, the soil water balance for the BWI survey points was simulated using the LWF-BROOK90 model. The model results were

compared with regard to the mapping of drought stress indicators (e.g. transpiration deficit, relative available water capacity).

Keywords: soil water modelling, LWF-BROOK90, model parameterisation, National Forest Inventory, forest site mapping

1 Einleitung

Ausgangspunkt für die hier vorgestellten Arbeiten waren die Bestrebungen innerhalb des Waldklimafonds-Projekts „Waldproduktivität – Kohlenstoffspeicherung – Klimawandel“ (s. WALDKLIMAFONDS 2014), für jeden Erhebungspunkt der 3. Bundeswaldinventur (BWI³) einen Vektor von Umweltdaten – und dabei unter anderem Informationen zum Bodenwasserhaushalt – bereitzustellen. Hauptziel des Projektes, in welchem bundesweit sämtliche forstliche Forschungsanstalten sowie die TU München und die Universität Hamburg zusammenarbeiten, ist eine präzise Schätzung der Waldproduktivität, des Holzaufkommens und der Kohlenstoffspeicherung unter verschiedenen Szenarien einer möglichen Klimaentwicklung. Voraussetzung hierfür ist, den Datensatz der Bundeswaldinventur um entsprechende Informationen zu Boden und Klima zu ergänzen. Zur Übertragung von Bodeninformationen an die Erhebungspunkte der BWI³ werden im Projekt zwei verschiedene Methoden verfolgt (s. Abb. 1):

- Übertragung von Leitprofilaten der Forstlichen Standortserkundung an die BWI³-Traktecken
- Übertragung von Daten der Bundesweiten Bodenzustandserfassung im Wald (BZE II) an die BWI³-Traktecken mithilfe der Regionalisierungsverfahren von ZIRLEWAGEN u. VON WILPERT (2011)

In der hier vorgestellten Studie wurde exemplarisch für die BWI³-Punkte in Baden-Württemberg untersucht, inwieweit aus diesen Datensätzen die erforderlichen Eingangsgrößen zur Beschreibung der Bodeneigenschaften für eine Modellierung mit LWF-BROOK90 (HAMMEL u. KENNEL 2001) bereitgestellt werden können. Die beiden Datenquellen wurden hinsichtlich folgender Bodeneigenschaften verglichen:

- Eingangsgrößen in die Pedotransferfunktionen von PUHLMANN u. VON WILPERT (2011) zur Schätzung der Wasserretention und der ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeit (Textur, Trockenrohdichte, Gehalt an organischem Kohlenstoff)
- Kennwerte der Wasserretention (nutzbare Feldkapazität, Feldkapazität) sowie gesättigte hydraulische Leitfähigkeit
- weitere für die Modellierung mit LWF-BROOK90 benötigte Eingangsgrößen (Bodenentwicklungstiefe, Grobbodenanteil, Humusaufgabe)

Auf der Grundlage der Forstlichen Standortskartierung und der Regionalisierungen von ZIRLEWAGEN u. VON WILPERT (2011) wurde der Bodenwasserhaushalt an den

3.237 Erhebungspunkten der BWI³ in Baden-Württemberg mit LWF-BROOK90 modelliert. Das unverdichtete BWI³-Netz (4 x 4 km, Waldboden begehbar) umfasst in Baden-Württemberg 1.134 Trakte mit insgesamt 3.237 Traktecken, wobei jeder Trakt bis zu vier Traktecken (auf einem Rechteck mit Kantenlänge von 200 m) besitzt. Die Modellergebnisse wurden hinsichtlich der Abbildung von Trockenstressgrößen (u. a. Transpirationsdefizit, relative nutzbare Feldkapazität) verglichen (s. Abb. 1).

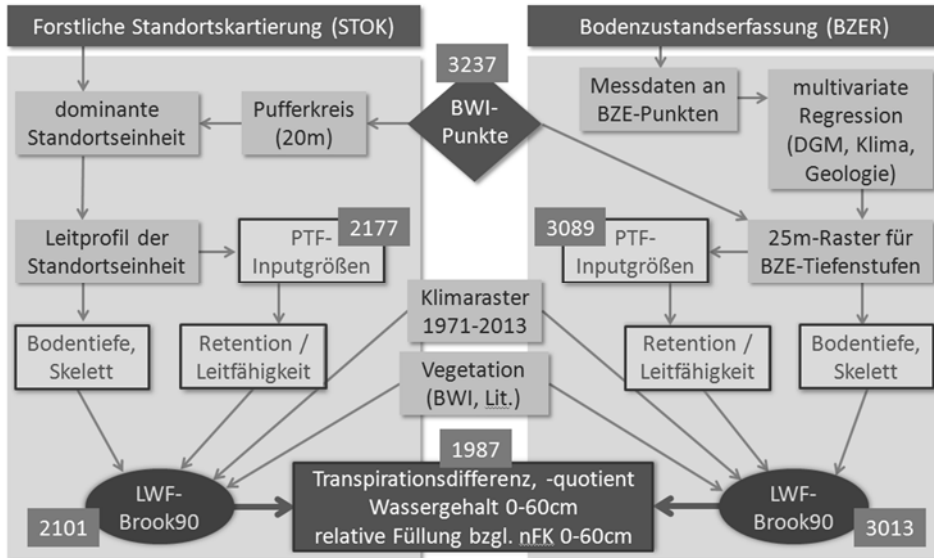


Abbildung 1: Parametrisierung von LWF-BROOK90 für die BWI³-Traktecken Baden-Württembergs auf der Basis der Leitprofildaten der Forstlichen Standortkartierung (links) und von regionalisierten Aufnahmen der BZE II (rechts). Die Zahlen in den kleinen Feldern geben an, für wie viele BWI³-Traktecken die entsprechenden Daten zur Verfügung standen.

2 Datengrundlage

2.1 Forstliche Standortkartierung – STOK

Die Bodeneigenschaften an den BWI³-Traktecken wurden in der Parametrisierungsvariante „STOK“ aus der forstlichen Standortdatenbank der FVA Baden-Württemberg abgeleitet. Das zweistufige südwestdeutsche standortkundliche Verfahren gliedert die Landesfläche zunächst in sieben Wuchsgebiete, die in sich ähnliche Landschaftsformen und Gesteinscharakter, aber variierende Regionalklimata aufweisen. Die Wuchsgebiete werden weiterhin in kleinere regionale Einheiten unterteilt, innerhalb derer das gleiche Klima herrscht. Für jede regionale Einheit wird eine lokale Gliederung durchgeführt, in deren Ergebnis

die kleinste Kartiereinheit, die „Regionalzonale Standortseinheit“ ausgewiesen wird. Jeder Regionalzonalen Standortseinheit ist ein Leitprofil zugewiesen, welches die typischen Bodeneigenschaften der Standortseinheit beschreibt. Für jedes Leitprofil ist die Tiefenzonierung in Horizonte beschrieben und für jeden Horizont liegen Angaben zur Bodenart, zur Trockenrohddichte und zum Grobbodenanteil vor. Jeder BWI³-Traktecke wurde, entsprechend ihrer Lagekoordinaten und ihrer Zugehörigkeit zu einer Standortseinheit, ein Leitprofil zugeordnet. Um mögliche Ungenauigkeiten in den Lagekoordinaten der BWI³-Traktecken und in der räumlichen Abgrenzung der Standortseinheiten zu berücksichtigen, wurde um jede Traktecke ein Pufferkreis mit einem Radius von 20 m gelegt. Der Traktecke wurde die Standortseinheit (bzw. das dazugehörige Leitprofil) mit dem größten Flächenanteil im Pufferkreis zugewiesen. Problematisch bei der Zuweisung der Standortskunde-Leitprofile zu einer BWI³-Traktecke ist, dass die räumliche Variabilität innerhalb einer Standortseinheit bei der Zuweisung nicht berücksichtigt werden kann. Da für jede Standortseinheit genau ein Leitprofil in der Leitprofildatenbank enthalten ist, kann nicht beurteilt werden, inwieweit dieses Leitprofil für die BWI³-Traktecke repräsentativ ist oder ob sich die Merkmalsausprägungen an der BWI³-Traktecke an einem Extrem der möglichen Schwankungsbreite innerhalb der Standortseinheit befinden (so sollte das Leitprofil beispielsweise die mittlere Entwicklungstiefe innerhalb einer Standortseinheit abbilden, die BWI³-Traktecke kann sich unter Umständen aber auf einer eher flachgründigen Ausprägung innerhalb dieser Standortseinheit befinden). Die forstliche Standortskartierung liegt (noch) nicht vollflächig für alle Waldbestände vor, insbesondere fehlt sie in vielen Privatwäldern. Für 35 % der BWI³-Traktecken ist kein standortkundliches Leitprofil beschrieben, so dass in der Modellvariante „STOK“ nur für 2.177 der 3.237 BWI³-Traktecken die Eingangsdaten für LWF-BROOK90 bereitgestellt werden konnten (s. Abb. 1).

2.2 Statistische Regionalisierungen auf der Basis der 2. Bodenzustandserhebung im Wald – BZER

Die Parametrisierungsvariante „BZER“ verwendet Raster von Bodeneigenschaften, die auf der Grundlage der Erhebungen der 2. Bodenzustandserfassung im Wald (BZE II) erstellt wurden. Die Bodenraster (Gitterweite 25 m) wurden mit Hilfe multipler linearer Regressionsmodelle aus den im Rahmen der BZE II punktförmig erhobenen Profildaten (Laboranalysen und Profilsprachen an 304 Erhebungspunkten auf einem 8 x 8 km-Raster) abgeleitet (ZIRLEWAGEN u. VON WILPERT 2011). Zielgrößen der Regressionsmodelle waren die Bodentextur (% S, % U, % T), die Trockenrohddichte, der Grobbodengehalt und der Gehalt an organischem Kohlenstoff in den Erhebungstiefen der BZE II (0-5 cm, 5-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm, 60-90 cm) sowie Angaben zur organischen Auflage (Humusform, Mächtigkeiten für L-Of und Oh) und die Bodenentwicklungstiefe. Die Kovariablen

der Regressionsmodelle wurden aus einem umfangreichen Satz potentieller Prädiktorgrößen mit Hilfe schrittweiser Vorwärtsregression ausgewählt. Die so selektierten Kovariablen der Modelle sind vor allem topographische Indizes (Geländehöhe, Hangneigung/-krümmung, Exposition etc.), klimatische Kennwerte (z. B. langjährige Mittelwerte bzw. Summen von Lufttemperatur und Niederschlag) und geologische Informationen. Eine unter Umständen noch vorhandene räumliche Autokorrelation der Modellresiduen wurde gegebenenfalls mit Hilfe geostatistischer Verfahren (Kriging) minimiert. Details zum Regionalisierungsverfahren sind ZIRLEWAGEN u. VON WILPERT (2011) zu entnehmen. Die erstellten Regressionsmodelle erreichen Bestimmtheitsmaße (R^2) von 0,59 bis 0,70 (Grobbodengehalt), 0,52 bis 0,65 (Trockenrohdichte), 0,53 bis 0,73 (Gehalt an organischen Kohlenstoff), 0,70 (Entwicklungstiefe) und 0,66 bis 0,80 (Textureigenschaften). Die erstellten Regressionsmodelle wurden anschließend angewendet, um vollflächige Karten aller Zielgrößen im 25 m-Raster zu berechnen. Bei der Verwendung dieser Karten für die bodenhydrologische Modellierung an den BWI³-Traktecken sind vor allem zwei Dinge problematisch: (1) jedes Regressionsmodell kann immer nur Teile der beobachteten Varianz in den Bodendaten beschreiben; (2) die einzelnen Zielgrößen für die Regressionsmodelle wurden als unabhängig voneinander betrachtet, was unter Umständen zu unplausiblen Kombinationen verschiedener Bodeneigenschaften an einem Rasterpunkt führen kann. 148 der BWI³-Traktecken liegen außerhalb der regionalisierten Bodenraster (Walddecker: Stand Jahr 2010), so dass nur für 3089 Traktecken alle Eingangsgrößen in LWF-BROOK90 bereitgestellt werden konnten (s. Abb. 1).

2.3 Labormessungen und feldbodenkundliche Erhebungen an den BWI³-Traktecken

Im Zuge der 3. Bundeswaldinventur wurden in Baden-Württemberg im verdichteten Aufnahmenetz (2 x 2 km) zusätzlich zu den standardmäßig erhobenen waldwachstumskundlichen Größen auch einige Parameter zum bodenchemischen und bodenphysikalischen Zustand der Böden erfasst. An je einer der vier Traktecken eines BWI³-Traktes wurden folgende Größen aufgenommen bzw. im Labor bestimmt:

- Profilschätzung des Grobbodengehalts in 6 Werteklassen in 0-10 cm und 10-30 cm Mineralbodentiefe
- Bohrbarkeit bis 60 cm
- Humusform, Gesamtmächtigkeit der organischen Auflage
- pH_{KCl} in 0-10 cm, 10-30 cm und 30-60 cm Mineralbodentiefe (Labor)
- C_{org}, N_{org} in 0-10 cm und 10-30 cm Mineralbodentiefe (Labor)

Zusätzlich wurden an einem Unterkollektiv der Trakte weitere umfangreiche Laboranalysen durchgeführt:

- Korngrößenverteilung in 10-30 cm Mineralbodentiefe an je einer Traktecke an 214 Trakten
- AKe, Azidität, Basensättigung in 0-10 cm, 10-30 cm und 30-60 cm Mineralbodentiefe an je einer Traktecke an 310 Trakten

Die feldbodenkundlichen Aufnahmen und Laboranalysen an den BWI³-Traktecken wurden im Folgenden verwendet, um die Güte der beiden oben vorgestellten Datensätze zur Parametrisierung von LWF-BROOK90 („BZER“, „STOK“) zu bewerten.

3 Vorgehen

3.1 LWF-BROOK90

LWF-BROOK90 ist eine an der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (HAMMEL u. KENNEL 2001) entwickelte Modifikation des Simulationsmodells BROOK90 (FEDERER 1995). BROOK90 simuliert den täglichen Bodenwasserhaushalt in einer eindimensionalen Bodensäule als Ergebnis von Niederschlagsinfiltration, Wasserbewegung im Boden und Wasserentzug durch Verdunstung. BROOK90 verwendet das Verfahren nach SHUTTLEWORTH u. WALLACE (1985), um die Gesamtevapotranspiration in Transpiration, Boden- bzw. Schneeevaporation und Interzeptionsevaporation aufzuteilen. Die folgenden Inputgrößen werden in täglicher Auflösung benötigt: Niederschlag, maximale und minimale Lufttemperatur, Globalstrahlung oder Sonnenscheindauer, Dampfdruck, Windgeschwindigkeit.

Wichtige inhaltliche Weiterentwicklungen von HAMMEL u. KENNEL (2001) im Vergleich zur ursprünglichen Modellversion von FEDERER (1995) betreffen die Implementierung und Parametrisierung bodenhydraulischer Kennfunktionen, die Darstellung der dynamischen Bestandesentwicklung über eine Umtriebszeit (Blattflächenindex, Bestandeshöhe und Durchwurzelungsentwicklung) und die durch die Temperatur gesteuerte Länge der Vegetationsperiode.

3.2 Modellparametrisierung

Für jede BWI³-Traktecke wurden die Eingangsgrößen für LWF-BROOK90 zusammengestellt. Die Parametrisierungsvarianten „STOK“ und „BZER“ unterscheiden sich nur in der Parametrisierung der Bodeneigenschaften, während alle anderen Modellparameter (insbesondere die Vegetationsparameter) sowie die treibenden Klimagrößen in beiden Parametrisierungsvarianten gleich sind.

Die treibenden Klimagrößen (Niederschlag, maximale und minimale Lufttemperatur, Globalstrahlung, Luftfeuchte) wurden für den Zeitraum 1971 - 2013 in Form von Tageswerten in 250 m x 250 m-Rasterauflösung vom Lehrstuhl für Physische Geographie (Prof. Böhner) der Universität Hamburg bereitgestellt. Die zur Ableitung dieser Werte verwendete hierarchische Modellkette, welche statistische und dynamische Downscaling-Schritte kombiniert, wird in NOTHDURFT et al. (2012) beschrieben.

Der Einfluss der Vegetation auf den Bodenwasserhaushalt (durch Interzeption und Transpiration) wird in LWF-BROOK90 im Wesentlichen über den Blattflächenindex, die maximale stomatare Leitfähigkeit, den Lichtextinktionskoeffizienten des Kronendaches und die Bestandeshöhe beschrieben. Für die Modellierung werden die Bestandeseigenschaften (Baumart, Stammzahl, Bestandeshöhe, Bestandesalter) aus den Aufnahmen bei der BWI³ abgeleitet. Maximale Blattflächenindizes der einzelnen Baumarten (in Abhängigkeit vom Alter) sowie Parameter zur Beschreibung der phänologischen Entwicklung innerhalb eines Jahres wurden HAMMEL u. KENNEL (2001) entnommen. Weitere Vegetationsparameter wurden auf den Standardwerten nach FEDERER (1995) belassen.

Für jede BWI³-Traktecke wurde ein Bodenprofil über die folgenden Eigenschaften definiert: Schichtung (basierend auf bodengenesischen Horizonten bei der Modellvariante „STOK“ und basierend auf BZE-Tiefenstufen bei der Modellvariante „BZER“), Mächtigkeit, Tiefenlage, Retentions-/Wasserleitfähigkeitskurve und Grobodgehalt der Horizonte. Die Wasserretention und -leitfähigkeit jedes Bodenhorizontes wurden über die Modelle von MUALEM (1976) und VAN GENUCHTEN (1980) beschrieben. Die Parameter des Mualem/van Genuchten-Modells wurden mit Hilfe der Pedotransferfunktionen von PUHLMANN u. VON WILPERT (2011) als Funktion von prozentualem Gehalt an Sand, Schluff und Ton sowie der Trockenrohdichte und dem Gehalt an organischem Kohlenstoff geschätzt. Die Retention und Leitfähigkeit der organischen Auflagehorizonte wurde über die Pedotransferfunktion von WÖSTEN et al. (1999) geschätzt. Für die Modellvariante „BZER“ lagen alle benötigten Eingangsgrößen bis in eine Bodentiefe von 90 cm vollständig vor. Bei tieferen Profilen wurden die Angaben aus dem untersten verfügbaren Tiefenbereich (60-90 cm) bis zur Profilsohle extrapoliert. Bei der Modellvariante „STOK“ fehlten an allen BWI³-Traktecken Angaben zum Gehalt an organischem Kohlenstoff sowie zur Mächtigkeit der Humusauflage. Für die Parametrisierung der Humusauflage wurden die Angaben aus der Modellvariante „BZER“ verwendet. Die Gehalte an organischem Kohlenstoff wurden geschätzt, wobei eine kontinuierliche Abnahme der Humusgehaltsstufen von C4 bis C0 zwischen dem obersten und dem untersten Mineralbodenhorizont angenommen wurde.

3.3 Zielgrößen der Modellierung mit LWF-BROOK90

Die Simulationen auf der Basis der zwei verschiedenen Modellparametrisierungen wurden hinsichtlich folgender Größen miteinander verglichen:

- Langjähriger mittlerer Transpirationsquotient $Tratio$ (%):

$$Tratio = \frac{TA}{TP} \cdot 100\%$$

mit

TA = langjährige mittlere Jahressumme der tatsächlichen Transpiration (mm)

TP = langjährige mittlere Jahressumme der potentiellen Transpiration (mm)

- Langjährige mittlere absolute Füllung des Bodenwasserspeichers in 0-60 cm $V_{absolut}$ (mm):

$$V_{absolut} = \frac{\sum_{j=t_0}^{t_{end}} \sum_{i=1}^{n_{end}-1} \frac{\theta_{i,j} + \theta_{i+1,j}}{2} \cdot (z_{i+1} - z_i)}{t_{end} - t_0}$$

mit

$\theta_{i,j}$ = Bodenwassergehalt am Tag j am Berechnungsknoten i (cm^3/cm^3)

z_i = Bodentiefe am Berechnungsknoten i (mm)

t_0 = 1. Tag des Simulationszeitraums (-)

t_{end} = letzter Tag des Simulationszeitraums (-)

n_{end} = Berechnungsknoten bei $z = 60$ cm (-)

- Langjährige mittlere relative Füllung des Bodenwasserspeichers $V_{relativ}$ (%):

$$V_{relativ} = \frac{V_{absolut} - PWP}{nFK} \cdot 100\%$$

mit

$V_{absolut}$ = langjährige mittlere absolute Füllung des Bodenwasserspeichers in 0-60 cm (mm)

PWP = Wassergehalt am permanenten Welkepunkt in 0-60 cm (mm)

nFK = nutzbare Feldkapazität in 0-60 cm (mm)

4 Ergebnisse

4.1 Vergleich der Modelleingangsdaten

Die bodenbeschreibenden Eingangsgrößen in LWF-BROOK90 variieren, wie in Kapitel 3.2 beschrieben, zwischen den zwei Parametrisierungsvarianten „BZER“ und „STOK“. Für einen Teil der BWI³-Traktecken und für einen Teil der benötigten Bodenkenngrößen liegen aus den Aufnahmen der BWI³ Laboranalysen und Profilbeschreibungen vor (s. Kap. 2.3). Für diese Größen kann die Güte der unterschiedlichen LWF-BROOK90-Parametrisierungen auf der Grundlage der Forstlichen Standortskartierung („STOK“) einerseits und der BZE II-Regionalisierung („BZER“) andererseits beurteilt werden.

4.1.1 Bodentextur

An 204 BWI³-Traktecken wurden in 10-30 cm Mineralbodentiefe gestörte Mischproben entnommen, die Korngrößenverteilung mittels Nasssiebung (Sandfraktionen) und einem Laser-Particle-Sizer (Fritsch-Analysette 22; Schluff- und Tonfraktionen) bestimmt und über Regressionsgleichungen (TREFZ-MALCHER et al. 2011) in Köhn-Pipette-Äquivalente umgerechnet. An allen 204 Probenahmepunkten lagen Texturschätzungen in der Tiefenstufe 10-30 cm aus der Parametrisierung „BZER“ vor. Leitprofile der Forstlichen Standortskartierung lagen an 140 der Probenahmepunkte vor. Von diesen wurden in den Vergleich mit den Messdaten allerdings nur diejenigen 55 Profile eingeschlossen, in denen innerhalb der Tiefenstufe 10-30 cm kein Horizontwechsel auftritt.

Abbildung 2 zeigt, dass die Zusammenhänge zwischen der Texturschätzung aus STOK bzw. BZER mit den Laboranalysen relativ eng sind. Die Werte für den Root mean squared error (RMSE) liegen bei 14.6 % (BZER) bzw. 16.0 % (STOK) für den Sandgehalt, bei 12.2 % (BZER) bzw. 13.7 % (STOK) für den Schluffgehalt und bei 9.3 % (BZER) bzw. 8.7 % (STOK) für den Tongehalt. Betrachtet man die Zuordnung der Korngrößenverteilungen zu den Bodenarten (s. Tab. 1), so ist zu erkennen, dass die Bodenartenhauptgruppe „Schluffe“ in den STOK- und BZER-Schätzungen ähnlich oft vertreten ist wie in den Laborwerten. Der Anteil der Lehme wird von BZER und STOK überschätzt. STOK unterschätzt zudem den Anteil an Tonen, während BZER den Anteil an Sanden unterschätzt (s. Tab. 1).

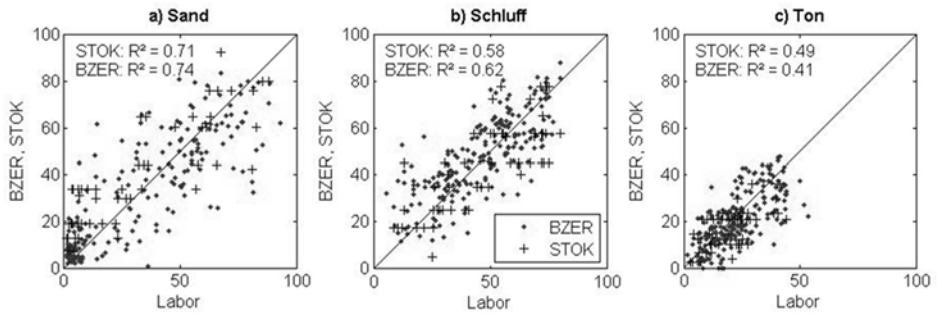


Abbildung 2: Vergleich der prozentualen Anteile von a) Sand, b) Schluff und c) Ton; abgeleitet aus den Regionalisierungen der BZE II („BZER“, Punkte) und aus den Leitprofilen der Forstlichen Standortserkundung („STOK“, Kreuze) in 10-30 cm Mineralbodentiefe (BZER: $n = 204$, STOK: $n = 55$)

Tabelle 1: Bodenartengruppen an den 55 Probenahmepunkten, für welche Texturschätzungen sowohl aus BZER als auch STOK sowie Laboranalysen vorliegen

Bodenartenhauptgruppe	Bodenartengruppe	Anteil BZER	Anteil STOK	Anteil Labor
Sande	Reine Sande (ss)	1,8	1,8	1,8
	Lehmige Sande (ls)	7,1	19,6	17,9
	Schluffige Sande (us)	7,1	0,0	1,8
Lehme	Sandige Lehme (sl)	12,5	8,9	10,7
	Reine Lehme (ll)	19,6	28,6	10,7
	Tonige Lehme (tl)	0,0	0,0	0,0
Schluffe	Sandige Schluffe (su)	0,0	1,8	0,0
	Lehmige Schluffe (lu)	14,3	12,5	1,8
	Tonige Schluffe (tu)	19,6	19,6	32,1
Tone	Schluffige Tone (ut)	14,3	5,4	21,4
	Lehmige Tone (lt)	1,8	0,0	0,0

4.1.2 Grobbodengehalt

An 4.369 Traktecken des verdichteten BWI-Aufnahmerasters (2 x 2 km) wurden von den Aufnahmetrupps im Zuge der BWI³ die Grobbodenanteile in den Tiefenbereichen 0-10 cm und 10-30 cm eingeschätzt. Die Aufnahmetrupps hatten in aller Regel keine Erfahrung in feldbodenkundlicher Ansprache und wurden in „Crash-Kursen“ für die Ansprache (unter anderem) des Grobbodenanteils geschult. Im Ergebnis der Aufnahmen zeigte sich, dass an den BWI³-Punkten deutlich häufiger

die Klasse „skelettfrei“ (58 % aller Punkte in 0-10 cm und 42 % in 10-30 cm) angesprochen wurde, als das beispielsweise in den entsprechenden Tiefenstufen bei der BZE II (21 % aller Punkte in 0-10 cm und 10 % in 10-30 cm) der Fall war. Es ist aus diesem Grund schwierig, die Güte der Modellparametrisierungen „BZER“ und „STOK“ auf der Basis der Grobbodenansprache bei der BWI³ zu bewerten. Abbildung 3 veranschaulicht, dass die Grobbodenanteile aus „BZER“ und „STOK“ deutlich von den feldbodenkundlichen Schätzungen abweichen. Während in den niedrigeren Skelettklassen die Werte bei „BZER“ und „STOK“ eher über denen der Profilschätzungen liegen, sind die Profilschätzungen ab einem Grobbodenanteil von ca. 25 % (Profilschätzung) deutlich über denen von „BZER“ und „STOK“. Im Vergleich zur Diskrepanz zur Profilschätzung variieren die Werte zwischen „BZER“ und „STOK“ eher weniger.

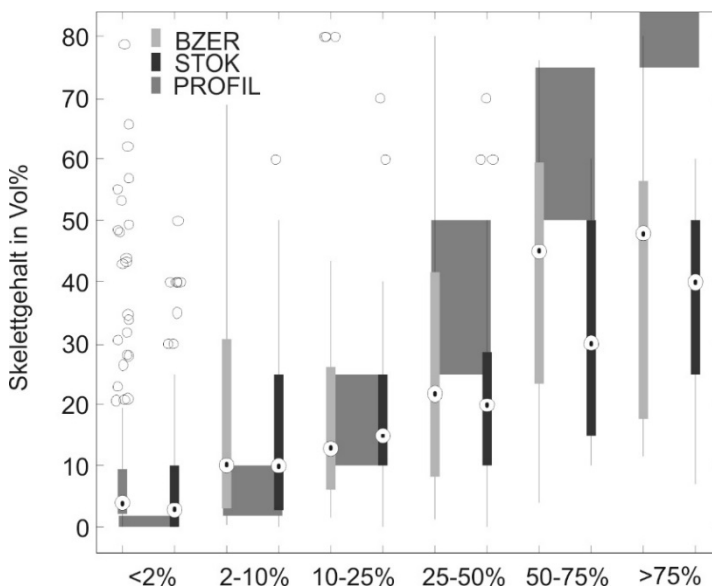


Abbildung 3: Grobbodengehalt in 10-30 cm aus der BZE II-Regionalisierung („BZER“, helle Boxplots) und den Leitprofilen der Forstlichen Standortserkundung („STOK“, dunkle Boxplots). Die Gruppierung der Boxplots erfolgte auf der Basis der an der Traktecke im Gelände geschätzten Grobbodenklasse nach KA5. Die breiten Rechtecke markieren den der jeweiligen Klasse entsprechenden Wertebereich der Grobbodengehalte aus der Profilaufnahme.

4.1.3 Bodentiefe

An 2.262 Traktecken liegen Bohrstockmessungen der Profiltiefe vor. Wurde eine Tiefe > 60 cm erbohrt, wurde lediglich „> 60 cm“ notiert, so dass für Böden, die mächtiger als 60 cm sind, ein Vergleich der Bodentiefen aus „STOK“ und „BZER“

mit den Profilerhebungen nicht möglich ist. Dies betrifft etwa 75 % aller Traktecken. Betrachtet man nur Profile, an denen die Bohrstocktiefe < 60 cm beträgt, so ergibt sich eine relativ gute Übereinstimmung von „BZER“ und „STOK“ mit den Geländeaufschrieben. Für ca. 30 % der Profile beträgt die absolute Abweichung weniger als 20 cm. Für einen Großteil der BWI³-Punkte („BZER“: 40 %, „STOK“: 58 %) liegen „STOK“ und „BZER“ mehr als 40 cm über den Profileinschätzungen, was auch darauf zurückgeführt werden kann, dass mit der Bohrstockmethode die Bodenentwicklungstiefe tendenziell unterschätzt wird (etwa, wenn Steine das Eindringen des Bohrstocks verhindern). Insgesamt zeigt sich, dass „BZER“ und „STOK“ die Bodentiefe bei flachen Böden ähnlich bewerten, der Bereich zwischen 80 und 100 cm Bodentiefe in „STOK“ aber kaum differenziert wird und die Werte dort in der Regel über denen der „BZER“ liegen.

4.2 Vergleich der Modellergebnisse

An 1987 BWI³-Traktecken liegen Modellergebnisse sowohl für die Parametrisierungsvariante „BZER“ als auch für „STOK“ vor. Die Modellergebnisse wurden hinsichtlich langjähriger Mittelwerte des Transpirationsquotienten $Tratio$, der absoluten Bodenwasserspeicherfüllung $V_{absolut}$ und der relativen Bodenwasserspeicherfüllung $V_{relativ}$ verglichen (s. Kap. 3.3). Abbildung 4 zeigt exemplarisch die Verteilung der langjährigen relativen Speicherfüllung in 0-60 cm Bodentiefe an den modellierten BWI³-Traktecken (BZER: $n = 3.013$, STOK: $n = 2.101$).

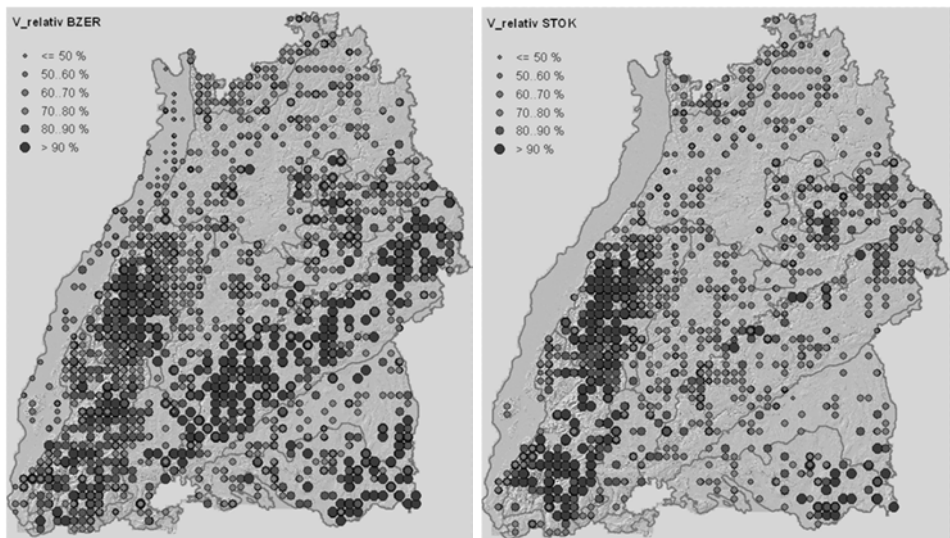


Abbildung 4: Langjährige relative Speicherfüllung $V_{relativ}$ in 0-60 cm Bodentiefe an den BWI³-Traktecken; links: Parametrisierungsvariante „BZER“ ($n = 3.013$), rechts: Parametrisierungsvariante „STOK“ ($n = 2.101$)

Insgesamt zeigen sich in beiden Parametrisierungsvarianten zwar ähnliche räumliche Muster von $V_{relativ}$, jedoch sind regional erhebliche Abweichungen zwischen den Modellvarianten zu erkennen. So werden die Punkte im Schwarzwald in der Modellvariante „BZER“ tendenziell trockener als bei „STOK“ modelliert, was darauf zurückzuführen ist, dass „BZER“ dort tendenziell flachere Böden annimmt als „STOK“. Andererseits werden Punkte in der Schwäbischen Alb von „BZER“ eher besser wasserversorgt modelliert als von „STOK“, da der Grobbodengehalt auf diesen Flächen bei „STOK“ oft deutlich über dem der „BZER“ liegt und somit das pflanzenverfügbare Wasser bei „STOK“ deutlich geringer eingeschätzt wird.

Abbildung 5 veranschaulicht die Abweichungen zwischen „BZER“- und „STOK“-Parametrisierung auch für die anderen betrachteten Modellergebnisse. Für alle betrachteten Größen ist die Streuung der Werte beträchtlich.

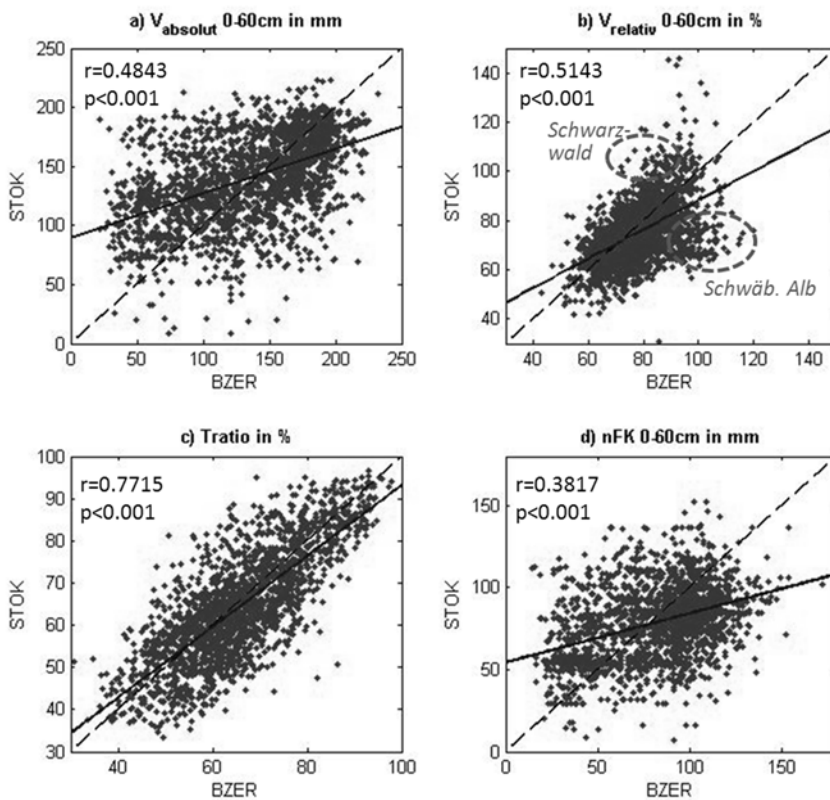


Abbildung 5: Vergleich der Modellergebnisse aus den Parametrisierungsvarianten „BZER“ und „STOK“; a) absolute Speicherfüllung $V_{absolut}$, b) relative Speicherfüllung $V_{relativ}$, c) Transpirationsquotient $Tratio$ und d) nutzbare Feldkapazität nFK . Durchgezogene Linien: lineare Regression, gestrichelte Linien: 1:1-Geraden.

Die beste Übereinstimmung zwischen den beiden Parametrisierungsvarianten zeigt sich bei der Einschätzung des Transpirationsquotienten *Tratio*. Neben den Bodeneigenschaften wird die aktuelle Transpiration (und folglich *Tratio*) ganz maßgeblich von den Vegetationseigenschaften gesteuert und somit ist der Einfluss der unterschiedlichen Bodenparametrisierungen auf die Modellierung von *Tratio* vergleichsweise gering. Die Zusammenhänge zwischen „BZER“ und „STOK“ sind besonders gering für die absolute Speicherfüllung V_{absolut} , was ein direktes Resultat der schlechten Übereinstimmung bei der nutzbaren Feldkapazität (nFK) ist. Der Zusammenhang der auf die nFK normierten relativen Speicherfüllung (V_{relativ}) ist etwas enger. Bei allen Größen ist die Steigung der Regressionsgeraden (durchgezogene Linie in Abb. 5) kleiner eins. Dies verdeutlicht, dass die Spannweite der „STOK“-Ergebnisse insgesamt geringer ist als die der „BZER“-Ergebnisse.

4.3 Erklärung für Abweichungen zwischen „BZER“ und „STOK“

Die Abweichungen in den Modellergebnissen zwischen den Parametrisierungsvarianten „BZER“ und „STOK“ sind einzig auf Abweichungen in den Bodeneingangsdaten zurückzuführen. Abbildung 6 stellt die Auftretenshäufigkeit der Bodeneingangsgrößen in LWF-BROOK90 (Bodentiefen, Grobbodenanteile und Kornfraktionen) aus den zwei Parametrisierungsvarianten gegenüber. Diskrepanzen zwischen den beiden Datensätzen sind vor allem in den folgenden Bodeneigenschaften zu erkennen.

- In der Variante „STOK“ variiert die Bodentiefe zwischen den BWI³-Traktecken nur wenig (s. Abb. 6a). Etwa 45 % der Traktecken wurde in „STOK“ eine Bodentiefe von 100 cm zugewiesen. Insbesondere Profile mit Bodentiefen zwischen 50 cm und < 100 cm scheinen in „STOK“ zu tief beschrieben zu werden. Für diese Profile werden nFK und V_{absolut} in der Variante „STOK“ höher eingeschätzt als in der Variante „BZER“.
- Der mittlere Grobbodenanteil im Profil zeigt Abweichungen zwischen „BZER“ und „STOK“ vor allem im Bereich von Grobbodengehalten bis 50 Vol% (s. Abb. 6e). Profile mit durchgängig sehr geringen Grobbodenanteilen sind in der Modellvariante „BZER“ deutlich häufiger vertreten als bei „STOK“. Die Häufigkeitsverteilung der Grobbodenanteile bei „STOK“ zeigt eine auffällige Häufung im Bereich mittlerer Grobbodenanteile (30-50 %), die in der Parametrisierung „BZER“ nicht zu beobachten ist.
- Die Häufigkeitsverteilungen von Ton und Schluff zeigen Verschiebungen zwischen „BZER“ und „STOK“, vor allem im Tiefenbereich 30-60 cm. In dieser Tiefenstufe werden bei „BZER“ überwiegend schluffige bis lehmige Sande ausgewiesen, bei „STOK“ eher sandige Lehme. Bei „STOK“ fällt zudem ein zweiter Peak im Bereich von hohen Schluffgehalten um 70 % auf, der in den Daten von „BZER“ fehlt.

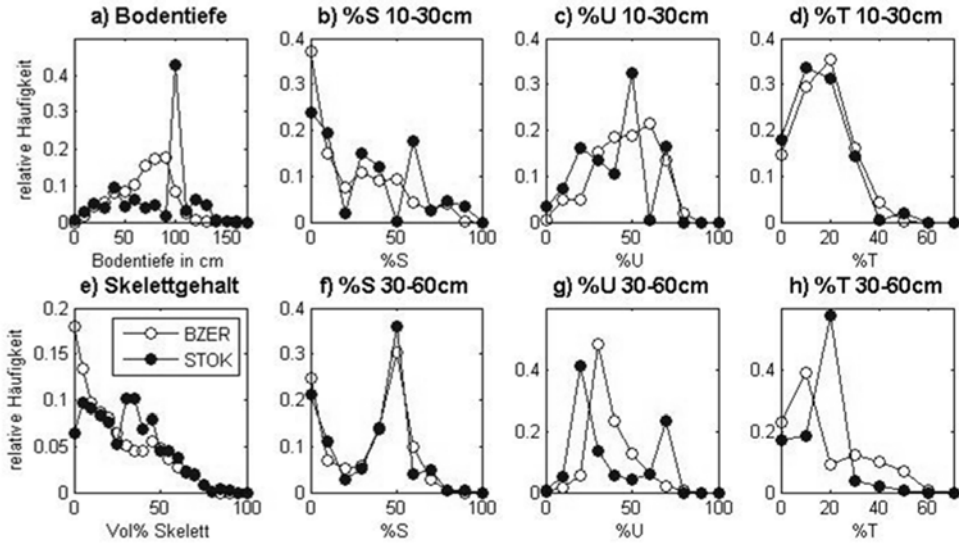


Abbildung 6: Auftretenshäufigkeiten der Bodeneingangsdaten in LWF-BROOK90 an den modellierten BWT³-Traktecken: a) Bodentiefe, b) % S in 10-30 cm Bodentiefe, c) % U in 10-30 cm, d) % T in 10-30 cm, e) mittlerer Grobbodenanteil im Profil, f) % S in 30-60 cm Bodentiefe, g) % U in 30-60 cm, h) % T in 30-60 cm

Für alle vier betrachteten Modelloutputs – $V_{absolut}$, $V_{relativ}$, nFK und $Tratio$ – finden sich hoch signifikante Korrelationen zwischen den Abweichungen BZER - STOK im Modelloutput auf der einen Seite und denen im Modellinput auf der anderen Seite (s. Tab. 2). Abweichungen in den modellierten Werten von $V_{absolut}$, nFK und $Tratio$ sind vor allem durch die unterschiedliche Einschätzung des Grobbodenanteils bei „BZER“ und „STOK“ verursacht. Die relative Speicherfüllung ist wenig von Fehleinschätzungen des Grobbodenanteils beeinflusst, da der Grobbodenanteil im Quotienten $V_{relativ} = (V_{absolut} - PWP)/nFK$ sowohl im Nenner als auch im Zähler auftritt. Die Abweichungen bei $V_{relativ}$ sind überwiegend auf Abweichungen in der Bodentextur, und hier vor allem auf die unterschiedliche Bewertung des Tongehalts zwischen „BZER“ und „STOK“, zurückzuführen.

Tabelle 2: Lineare Korrelationskoeffizienten (r) zwischen den Abweichungen in den Modellergebnissen der Parametrisierungsvarianten „BZER“ und „STOK“ und den Abweichungen in den Bodeneingangsdaten für LWF-BROOK90

		Differenz BZER - STOK im Modelloutput				
		$V_{absolut}$	$V_{relativ}$	nFK	$Tratio$	
Differenz BZER - STOK im Modellinput	Bodentiefe	0,31	-0,12	0,36	0,38	
	Grobbodenanteil ¹	-0,58	-0,19	-0,50	-0,68	
	0-5 cm	% U	0,29	-0,27	0,08	0,01
		% T	0,04	0,31	-0,24	-0,06
		% S	-0,28	0,10	0,04	0,02
	5-10 cm	% U	0,31	-0,29	0,12	0,07
		% T	0,12	0,16	-0,20	-0,10
		% S	-0,33	0,17	0,00	-0,01
	10-30 cm	% U	0,32	-0,26	0,30	0,20
		% T	0,17	0,56	-0,19	-0,03
		% S	-0,41	-0,14	-0,15	-0,17
	30-60 cm	% U	-0,07	-0,69	-0,13	-0,36
		% T	0,21	0,77	0,16	0,36
		% S	-0,20	-0,05	-0,03	0,04
	60-90 cm	% U	0,07	-0,25	-0,11	-0,19
% T		0,18	0,24	0,00	0,05	
% S		-0,18	0,03	0,09	0,12	

Hellblau hinterlegt: signifikante Korrelationen mit $p < 0,001$

Fett gedruckte Zahlen: $|r| > 0,5$

5 Fazit

Ist die Parametrisierung von Bodenwasserhaushaltsmodellen an den Erhebungspunkten der Bundeswaldinventur in Baden-Württemberg sinnvoll möglich? Beide hier diskutierten Datensätze – die Leitprofile der Forstlichen Standortserkundung („STOK“) und die Regionalisierungen der BZE II-Aufnahmen („BZER“) – sind geeignet, die wichtigsten bodenhydrologischen Eingangsgrößen in LWF-BROOK90 bereitzustellen. Der Vergleich der beiden Datensätze zeigt allerdings, dass zwei unterschiedliche Bodenkarten unter Umständen zwei sehr verschiedene Ansichten des gleichen Standorts liefern. Auffällige Diskrepanzen zwischen den Datensätzen zeigten sich vor allem in der Bodentiefe, die im Bereich zwischen 80 und 100 cm in den Leitprofilen der Forstlichen Standortskartierung nur ungenügend

¹ Mittelwert über gesamte Profiltiefe

differenziert wird, in der Textureinschätzung im Hauptwurzelraum (vor allem in 30-60 cm Tiefe), der bei „STOK“ überwiegend in die Gruppe der sandigen Lehme fällt und bei „BZER“ eher den schluffigen bis lehmigen Sanden zugeordnet wird. Eine Prüfung der zwei Kartengrundlagen mit Messwerten ist punktuell möglich, wenn die entsprechenden Größen im Zuge der BWI³-Aufnahmen kartiert oder beprobt wurden. Bei der Bewertung der Modellergebnisse aus LWF-BROOK90 zeigt sich, dass der langjährige mittlere Transpirationsquotient *Tratio* am wenigsten von Fehlern in der Bodenparametrisierung beeinflusst ist, während Fehler in der Parametrisierung sich besonders stark bei der Modellierung der absoluten Speicherfüllung $V_{absolut}$ und der nutzbaren Feldkapazität im Wurzelraum auswirken. Korrelationsanalysen zwischen den Abweichungen (Differenz zwischen „BZER“ und „STOK“) im Modellinput (Textur, Grobbodenanteil, Bodentiefe) und denen im Modelloutput (langjährige Mittelwerte des Transpirationsquotienten *Tratio*, des absoluten Speicherfüllung $V_{absolut}$ und der relativen Speicherfüllung $V_{relativ}$) zeigen, dass die Modellierung von *Tratio* durch exaktere Angaben zum Grobbodenanteil deutlich verbessert werden kann, während eine genauere Einschätzung von $V_{relativ}$ nur mit exakteren Angaben zur Bodentextur möglich ist. Es wurde deutlich, dass mit dem Grobbodenanteil und der Bodentiefe ausgerechnet zwei Bodenkenngößen den Modelloutput stark steuern, die in flächig verfügbaren Bodenkarten in aller Regel nur in relativ groben Werteklassen kartiert sind. Eine Bewertung, welche der beiden verwendeten Datengrundlagen die Wirklichkeit exakter abbildet, kann auf der Grundlage des hier vorgestellten Modellvergleichs nicht abschließend getroffen werden. Hierfür sollen die Datensätze an unabhängigen Bodenprofilen geprüft werden. Eine indirekte Prüfung der Güte der Datensätze soll durch einen Vergleich wachstumskundlicher Aufnahmen (Höhenzuwachs/Bonität) an den BWI³-Traktecken mit aus „BZER“ und „STOK“ für diese Punkte vorliegenden Bodendaten versucht werden.

Literatur

- FEDERER, C. A. (1995): BROOK90: a simulation model for evaporation, soil water and streamflow, Version 3.1. USDA Forest Service
- 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, 136 S.
- MUALEM, Y. (1976): A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. Water Resources Research, 12, 513-521
- NOTHDURFT, A.; WOLF, T.; RINGELER, A.; BÖHNER, J. u. SABOROWSKI, J. (2012): Spatio-temporal prediction of site index based on forest inventories and climate change scenarios. Forest Ecology and Management, 279, 97-111
- PUHLMANN, H. u. WILPERT, K. v. (2011): Test und Entwicklung von Pedotransferfunktionen für Wasserretention und hydraulische Leitfähigkeit von Waldböden. Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz, 12, 61-71
- SHUTTLEWORTH, W. J. u. WALLACE, J. S. (1985): Evaporation from sparse crops-an energy combination theory. Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society, 111, 839-855

- TREFZ-MALCHER, G.; PUHLMANN, H. u. WILPERT, K. v. (2011): Vergleich von Texturanalysen mit Lasersizer und Köhn-Pipette. Berichte Freiburger Forstliche Forschung, 88, 63-70
- VAN GENUCHTEN, M. T. (1980): A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. Soil Science Society of America Journal, 44, 892-898
- WALDKLIMAFONDS (2014): http://www.waldklimafonds.de/fileadmin/SITE_MASTER/content/Dokumente/Projektbeschreibung/003_WP-KS-KW.pdf, zuletzt besucht am 21.11.14
- WÖSTEN, J. H. M.; LILLY, A.; NEMES, A. u. LE BAS, C. (1999): Development and use of a database of hydraulic properties of European soils. Geoderma, 90, 169-185
- ZIRLEWAGEN, D. u. WILPERT, K. v. (2011): Regionalisierung bodenphysikalischer Eingangsgrößen für bodenhydraulische Pedotransferfunktionen. Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz, 12, 73-83

Korrespondierende Autorin:

Dr. Heike Puhlmann
Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg
Abt. Boden und Umwelt
Wonnhaldestr. 4
D-79100 Freiburg
heike.puhlmann@forst.bwl.de

PD Dr. Klaus von Wilpert
Vormal: Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg

Heutige und zukünftige Trockenheit in Schweizer Wäldern

Current and future drought in Swiss forests

Jan Remund, Sabine Braun, Beat Rihm und Sabine Augustin

Zusammenfassung

Aufgrund von langjährigen Waldbeobachtungsdaten aus der Schweiz wurden verschiedene Trockenheitsindizes berechnet, verglichen und für eine quantitative Anwendung in Klimaszenarien evaluiert. Der Grundflächenzuwachs konnte am besten mit Indikatoren der Standortswasserbilanz erklärt werden, ebenso die Buchenmortalität, während für die Erklärung der Fichtenmortalität das Verhältnis zwischen aktueller und potentieller Evapotranspiration am besten geeignet war. Die an den Beobachtungsstandorten gefundenen Zusammenhänge wurden auf die ganze Schweiz übertragen und mit Hilfe von Klimamodelldaten in die Zukunft projiziert. Dies geschah in erster Linie mit dem Verhältnis zwischen der aktuellen und der potentiellen Evapotranspiration.

Im vorliegenden Bericht werden die Grundlagen der Auswahl der meteorologischen Parameter und der Trockenheitsindizes beschrieben. Die Trockenheit nahm in den letzten 30 Jahren deutlich zu, mit starken regionalen Unterschieden. In Zukunft werden die Trockenheit und deren Variabilität sehr wahrscheinlich weiter zunehmen. Die klimasensitiven Standorte und Bestände, d. h. solche mit einem

erhöhten Risiko für Vitalitätseinbußen aufgrund von Trockenheit, werden zunehmen. Dies wurde exemplarisch für den Grundflächenzuwachs gezeigt. Die Resultate sind in einigen Regionen aber stark vom gewählten Klimamodell abhängig.

Stichworte: Trockenheit, Schweiz, historische Daten, Klimawandel, Grundflächenzuwachs, Mortalität

Abstract

On the basis of long-term observations in Swiss forests several drought indices were calculated, compared and evaluated for a quantitative implementation in climate scenarios. The basal area increment and beech mortality were best explained by indicators of site water balance, while the ratio between the actual and the potential evapotranspiration best explained spruce mortality. These interrelationships derived from the observation plots were extrapolated to the whole area of Switzerland and then projected to the future using climate model data. This was done primarily using the ratio between the actual and potential evapotranspiration.

In this paper the principles underlying the choice of meteorological parameters and drought indices are described. The incidence of drought has increased markedly in the last 30 years, with clear regional differences. In the future the incidence of drought and the variability of dry periods is expected to further increase. The share in climate-sensitive sites and stands (those with an increased chance of vitality loss due to drought) will increase. This was demonstrated using the basal area increment as an example. For some regions the results depend, however, strongly on the choice of climate model used.

Keywords: drought, Switzerland, historical data, climate change, basal area increment, mortality

1 Einleitung

Aktuelle Klimaszenarien für das 21. Jahrhundert prognostizieren für die Schweiz höhere Temperaturen und mehr Witterungsextreme. Zunehmende Trockenheit wird daher künftig für den Waldbau der Schweiz eine große Rolle spielen. Die Auswirkungen des Klimawandels auf die Leistungen des Waldes möglichst gering zu halten ist Ziel der Waldpolitik 2020 des Bundesrates (BAFU 2011). Um zielgerichtete Maßnahmen empfehlen zu können, müssen daher die Art und das Ausmaß der potenziellen Gefährdung für die Wälder abgeklärt werden. Es besteht deshalb zum einen Bedarf an quantifizierbaren Trockenheitsindikatoren, die die Einschätzung der künftigen Eignung der Baumarten ermöglichen. Andererseits muss das flächenhafte Ausmaß und die Intensität der zu erwartenden klimatischen

Veränderung abgeschätzt werden. Darauf aufbauend können dann waldbauliche Empfehlungen gegeben werden.

Ziel der hier vorgestellten Projekte war die Prüfung verschiedener solcher Indikatoren auf ihre Eignung als Effektparameter für Trockenheitseinflüsse. Die Arbeiten wurden zum Teil im Rahmen des Forschungsprogramms Wald und Klimawandel von BAFU und WSL durchgeführt, ein Teil der Studien wurden direkt durch das BAFU finanziert und die langjährigen Zeitreihen der Vitalitätsparameter wurden durch die am Interkantonalen Walddauerbeobachtungsprogramm beteiligten Kantone¹ finanziert und zur Verfügung gestellt.

In einem ersten Teil wird die Modellierung von Trockenheitsindikatoren für die 182 Flächen der Interkantonalen Walddauerbeobachtung beschrieben, sowie die Analyse der Indikatoren anhand einer 30-jährigen Zeitreihe von Vitalitätsparametern. Diese Arbeiten wurden vom Institut für Angewandte Pflanzenbiologie (IAP) durchgeführt. Im zweiten Teil werden die gefundenen Zusammenhänge zwischen Klima und Zuwachs der Bäume auf die Waldfläche der Schweiz für heutiges und künftiges Klima übertragen. Die Grundlagen hierfür waren die regionalisierten historischen und künftigen Klimadaten (Szenario A1B). Damit ließen sich die klimasensitiven Standorte und Bestände in der Schweiz ermitteln. Diese Abschätzung ist eine erste Grundlage zur Quantifizierung und Lokalisierung der Risiken des Klimawandels und eine wichtige Hilfe zur Ableitung und Steuerung von Maßnahmen.

2 Walddauerbeobachtungsflächen

2.1 Datenset

Daten aus dem Beobachtungsnetz des Interkantonalen Walddauerbeobachtungsprogramms (BRAUN u. FLÜCKIGER 2013, s. Abb. 1) wurden verwendet, um die Beziehung von vier Vitalitätsindikatoren (Grundflächenzuwachs, Triebwachstum, Mortalität und Kronenverlichtung) zu einer Reihe von Trockenheitsindikatoren zu prüfen. Die untersuchten Flächen erstrecken sich über einen großen Feuchtigkeitsgradienten: für Buchen und Fichten von der Nordwestschweiz bis zur Zentralschweiz. Zudem sind Böden mit sehr unterschiedlicher Gründigkeit vertreten. Für eine nähere Beschreibung der Daten und der durchgeführten Auswertungen vergleiche BRAUN (2014).

¹AG, BE, BS/BL, SO, TG, ZH, ZG

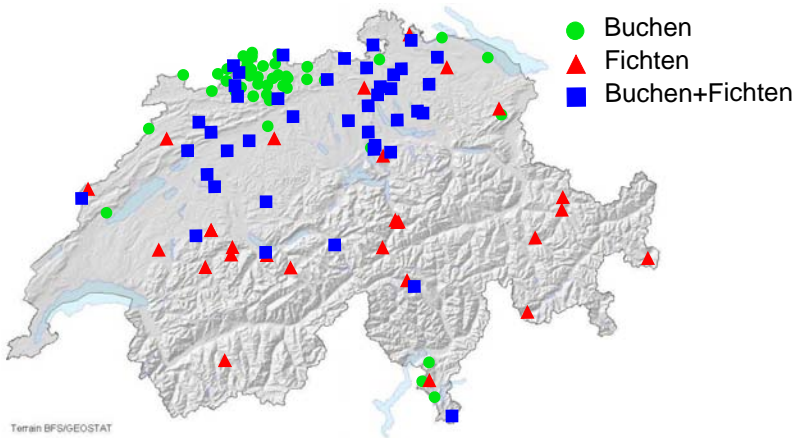


Abbildung 1: Buchen- und Fichtenbeobachtungsflächen des Interkantonalen Dauerbeobachtungsprogramms

Trockenheitsindikatoren wurden mit dem hydrologischen Modell WaSiM-ETH (SCHULLA 2013) berechnet. Dieses Modell berechnet die Evapotranspiration mit dem Penman-Monteith-Modell (PENMAN 1948) und die Bodenwasserspannung mit dem Richards-Modell (RICHARDS 1931). Die dafür notwendigen Klimadaten (Temperatur, relative Feuchte, Windgeschwindigkeit, Strahlung und Niederschlag) wurden für jede Beobachtungsfläche in täglicher Auflösung aus Daten von Messstationen interpoliert (s. Kap. 3.1). Die bodenphysikalischen Eingangsdaten Horizontenteilung, Bodenart, Lagerungsdichte und Durchwurzelungstiefe wurden aus den Profilaufnahmen abgeleitet, Daten der Bestandesdichte aus den forstlichen Aufnahmen und den Vegetationsaufnahmen.

Folgende Größen wurden mit WaSiM-ETH berechnet:

- Verhältnis zwischen aktueller (ETA) und potentieller (ETP) Evapotranspiration (ETA/ETP). Je näher dieses Verhältnis bei eins liegt, umso geringer ist der Wasserstress. Für die Auswertung der Grundflächenzuwachsdaten von Buchen wurden verschiedene Mittelungsperioden verglichen: die ersten 80 Tage nach Blattaustrieb oder die ganze Vegetationsperiode. Ebenso wurden verschiedene Perzentilwerte berechnet und die Zeit, während der das ETA/ETA einen bestimmten Schwellenwert unterschreitet.
- Verhältnis zwischen aktueller (TA) und potentieller (TP) Transpiration.
- Mittleres Bodenwasserpotential: gemittelt über eine feste Bodentiefe von 40 oder 60 cm und die Vegetationsperiode. Für Korrelationsrechnungen wurde diese Zahl logarithmiert (pF-Wert).
- Wassersättigungsdefizit (mm): Differenz zwischen dem aktuellen Wassergehalt in mm, aufsummiert über die obersten 40 cm des Bodens, und der Feldkapazität. Mittelwert über die Vegetationsperiode.

- Relative Sättigung (0: permanenter Welkepunkt = pF 4.2, 1: Feldkapazität = pF 1.8). Mittelwert die Vegetationsperiode.

Indikatoren der Standortswasserbilanz (Site Water Balance, SWB) wurden in verschiedenen Varianten berechnet. Sie wurden vor der statistischen Analyse exponentialtransformiert, um Verteilungsprobleme zu mildern.

1. $SWB_{\text{Ende Jahr}}$: Site Water Balance nach SPELLMANN et al. (2007): Aufsummierung der täglichen Differenzen zwischen Niederschlag und Verdunstung, mit nutzbarer Feldkapazität als Startwert, mit nutzbarer Feldkapazität als Maximum. Wert: Ende Jahr.
2. SWB_{August} : Berechnung wie Site Water Balance nach SPELLMANN et al. (2007), aber Wert: Ende August
3. SWB_{minimum} : Berechnung wie Site Water Balance nach SPELLMANN et al. (2007), aber tiefster erreichter Wert während der Vegetationsperiode
4. $SWB_{\text{August}} - SWB_{\text{April}}$: Site Water Balance nach GRIER u. RUNNING (1977): Aufsummierung der täglichen Differenz zwischen Niederschlag und Verdunstung, SWB August minus SWB April
5. Variante 3 ohne nFK

Zusätzlich wurden zwei Varianten geprüft, bei denen das Evapotranspirationsverhältnis ETA/ETP aufgrund der Evapotranspiration nach ROMANENKO (1961) und nach SHUTTLEWORTH (1993) berechnet wurde.

2.2 Auswertungsmethoden

Die Daten wurden mit einer gemischten Regression unter Einbezug von verschiedenen Kovariablen ausgewertet. Beim Grundflächenzuwachs wurden Standort als Cluster und Jahr als Faktorvariable eingesetzt, beim Triebwachstum und bei der Kronenverlichtung Standort als Cluster. Der Grundflächenzuwachs wurde in Relation zur Grundfläche zu Beginn der Messperiode berechnet. Verwendet wurde die Funktion `lme` aus dem Paket `nlme` in R (PINHEIRO et al. 2013). Die Auswahl der Prädiktoren erfolgte schrittweise rückwärts durch Plausibilitätsprüfung der erhaltenen Beziehungen und durch Vergleich der AIC-Werte (Akaike Information Criterion). Dieser Indikator wertet nicht nur die erklärte Varianz, sondern auch die Anzahl der dafür benötigten Parameter und sollte möglichst tief sein. Die Mortalitätsdaten wurden mit einer gemischten logistischen Regression ausgewertet, ebenfalls mit Standort als Cluster. Hier wurde die Funktion `glmer` in R eingesetzt (Paket `lme4`, BATES et al. 2014). Die Auswertungen wurden in Zusammenarbeit mit PD Dr. C. Schindler, Swiss Tropical and Public Health Institute der Universität Basel, durchgeführt.

2.3 Vergleich verschiedener Trockenheitsindikatoren

Mit Hilfe der Regressionsergebnisse wurde für jeden Trockenheitsindikator berechnet, wie hoch die trockenheitsbedingte Veränderung von Wachstum, Mortalität und Kronenverlichtung im Trockenjahr 2003 im Vergleich zur ganzen beobachteten Zeitperiode ausfiel. Dieser Relativwert erlaubte einen direkten Vergleich der verschiedenen Indizes. Die Abbildung 2 zeigt diese Auswertungen für die Buche, die Abbildung 3 für die Fichte. Die Säulen sind gemäss dem AIC-Wert eingefärbt. Es lässt sich kein eindeutig bester Indikator für alle Vitalitätsparameter herauslesen. Gut schneiden Indikatoren der Standortwasserbilanz beim Grundflächenzuwachs und beim Triebwachstum ab, aber auch bei der Mortalität der Buche. Die Mortalität der Fichte ist am besten mit ETA/ETP im Frühjahr korreliert. Generell schlecht sind die Indikatoren, die über die obersten 40 oder 60 cm des Bodens gemittelt wurden, wie Wassersättigungsdefizit, relative Bodenfeuchte und Wasserpotential. Diese sind z. T. nicht einmal signifikant mit den geprüften Vitalitätsparametern korreliert. Die beiden ETA/ETP-Indikatoren nach ROMANENKO (1961) und nach SHUTTLEWORTH (1993) schneiden ebenfalls schlecht ab. Niederschlag allein ist ebenfalls ein schlechter Indikator

Mit den Regressionen der SWB wird geschätzt, dass 2003 in den Beobachtungsflächen der Grundflächenzuwachs bei Buchen um 31 % und bei den Fichten um 36 % vermindert war. Diese Schätzwerte sind vergleichbar mit diejenigen von CIAIS et al. (2005), die den Verlust der Bruttoprimärproduktion für das Jahr 2003 europaweit auf 30 % schätzten. Bei der Mortalität zeigte sich bei der detaillierteren Auswertung, dass über mehrere Jahre gemittelte Trockenheitsindikatoren die Mortalität besser voraussagen. Die in Kapitel 2.4 vorgestellten Gleichungen enthalten deshalb Mittelwerte über mehrere Jahre. Das heißt, dass der Absterbeprozess infolge Trockenheit bei Waldbäumen nicht durch akutes hydraulisches Versagen zustande kommt, sondern durch eine langsame Vitalitätseinbuße und Parasitenbefall.

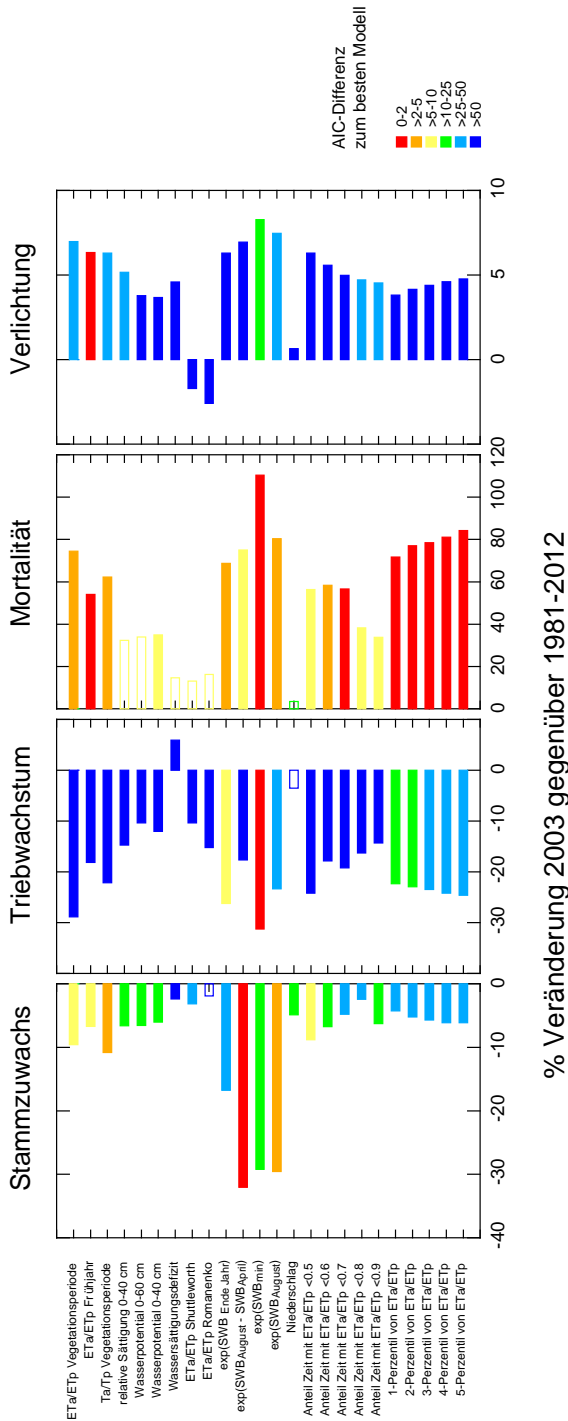


Abbildung 2: Vergleich verschiedener Trockenheitsindikatoren für die vier getesteten Vitalitätsparameter bei Buchen. Angegeben ist die trockenheitsbedingte Veränderung im Jahr 2003 im Vergleich zur gesamten Beobachtungsperiode. Rot sind die Säulen mit dem tiefsten AIC (gute Regression). Die Farbstufe gibt die AIC-Differenz zum besten Modell an (je größer, umso schlechter war das Modell). Wenn die Säule nicht ausgefüllt ist, war die entsprechende Regression nicht signifikant.

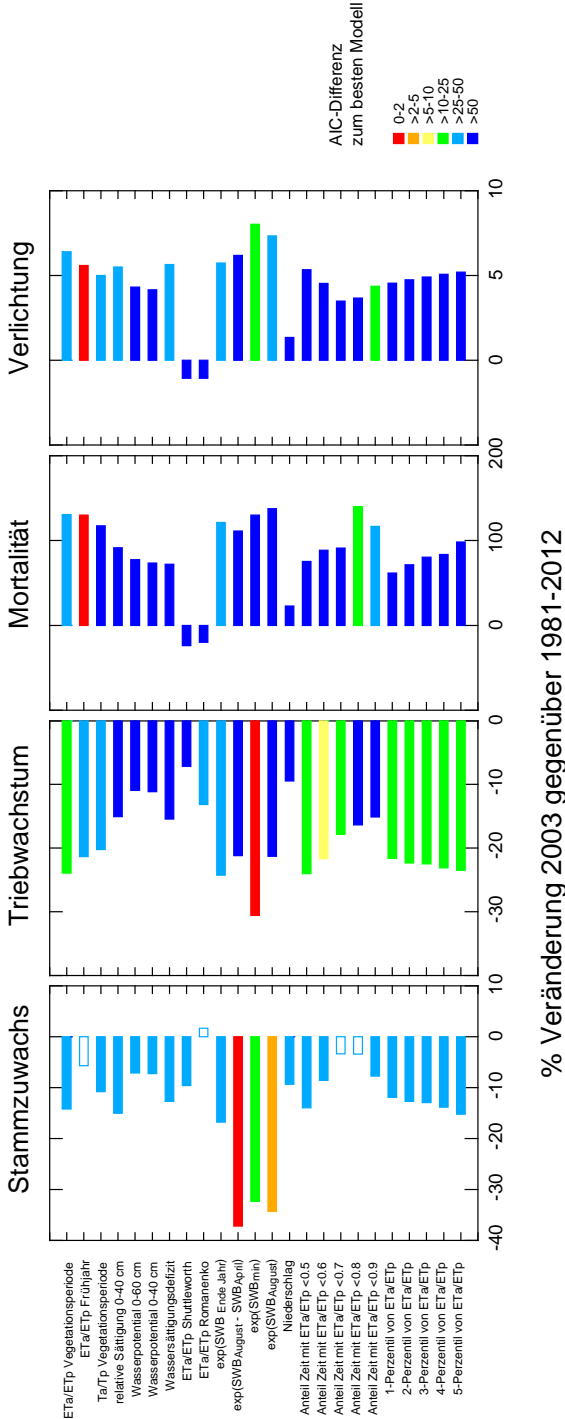


Abbildung 3: Vergleich verschiedener Trockenheitsindikatoren für die vier gestesteten Vitalitätsparameter bei Fichten. Angegeben ist die trockenheitsbedingte Veränderung im Jahr 2003 im Vergleich zur gesamten Beobachtungsperiode. Rot sind die Säulen mit dem tiefsten AIC (gute Regression). Die Farbstufe gibt die AIC-Differenz zum besten Modell an (je größer, umso schlechter nur das Modell). Wenn die Säule nicht ausgefüllt ist, war die entsprechende Regression nicht signifikant.

2.4 Gleichungen für die Bewertung des Trockenstresses in Klimaszenarien

Mit den nachstehenden Gleichung kann der Grundflächenzuwachs in Beziehung zur Standortwasserbilanz nach GRIER u. RUNNING (1977) (SWB) berechnet werden (% Zuwachs bezogen auf die Grundfläche):

$$\text{Zuwachs}_{\text{Buchen}} = 100 * (0.0543 + 0.08857 * e^{\text{SWB}/1000})^2 \quad (1)$$

$$\text{Zuwachs}_{\text{Fichten}} = 100 * (0.01407 + 0.1176 * e^{\text{SWB}/1000})^2 \quad (2)$$

Für die Anwendung in Klimamodellen wurde die Mortalität mit Trockenheitsindikatoren gerechnet, die über mehrere Jahre gemittelt werden:

$$\text{Mortalität}_{\text{Buchen}}(\%) = 100 * \frac{e^{(-2.342 - 3.994 * \text{SWBAVG2} - 0.00326 * \text{HOEHE})}}{1 + e^{(-2.342 - 3.994 * \text{SWBAVG2} - 0.00326 * \text{HOEHE})}} \quad (3)$$

$$\text{Mortalität}_{\text{Fichten}}(\%) = 100 * \frac{e^{(5.761 - 15.15 * \text{ETAETPFAVG3})}}{1 + e^{(5.761 - 15.15 * \text{ETAETPFAVG3})}} \quad (4)$$

wobei:

<i>SWBAVG2</i>	=	2-Jahresmittel der klimatischen Wasserbilanz nach SPELLMANN et al. (2007), Minimum pro Vegetationsperiode (vor der Mittelung exponentialtransformiert)
<i>HOEHE</i>	=	Meereshöhe (m)
<i>ETAETPFAVG3</i>	=	3-Jahresmittel des Frühjahrs-Evapotranspirationsverhältnisses

3 Klimasensitive Standorte und Bestände

Die im Kapitel 2 gefundenen Zusammenhänge aus den Beobachtungen werden verwendet, um flächenhaft Trockenheit zu beschreiben und zukünftige Risiken zu bewerten. In der Folge werden die dafür verwendeten Daten und Methoden kurz wiedergegeben.

3.1 Klimadaten

Die Analysen wurden sowohl für vergangene als auch für zukünftige Perioden durchgeführt. Historische Daten zwischen 1901 und 2013 und Klimaszenarien zwischen 1981 und 2100 wurden für diverse Untersuchungsstandorte und Gitterpunkte (für Kartenanalysen) berechnet und analysiert.

Die historischen Daten basieren auf dem CRU-Datensatz (MITCHELL et al. 2003) sowie räumlich interpolierten Stationswerten ab 1931 der MeteoSchweiz („inverse distance“ Interpolationsmethode inklusive Lage- und Höhenkorrektur; REMUND et al. 2011).

Die Wahl der Klimaszenarien erfolgte nach einem detaillierten Konzept. Die Basis der Szenarien bildeten die 10 regionalen Klimamodelle, die im EU-Projekt „ensembles“ erstellt wurden (HEWITT u. GRIGGS 2004). Zusätzlich wurde das CLM-Modell (KEULER et al. 2009) in die Wahl aufgenommen. Alle elf Modelle stellen eine Kombination von globalen und regionalen Klimamodellen dar und basieren auf dem mittleren IPCC-Szenario A1B (es entspricht ungefähr den neueren Szenario RCP6.0). Die historischen Modelldaten wurden nicht als Re-Analyse berechnet. Die räumliche Auflösung beträgt bei allen Modellen ungefähr 25 x 25 km. Die Verwendung von elf Modellen wäre vom Arbeitsaufwand für die Waldmodellierungsgruppen zu groß gewesen. In einem ersten Schritt werden deshalb aus den Modellen drei repräsentative Modelle ausgewählt. Ein Modell soll dabei kleine, eines mittlere und eines hohe Anomalien (Abweichung zwischen zukünftigem und heutigem Zustand) aufweisen, welche ungefähr den P20-, P50- und P80-Quantilen entsprechen. In erster Linie wurde dabei auf die Niederschlagsanomalien geachtet, ohne jedoch die Temperaturanomalien außer Acht zu lassen (s. Abb. 4). Die Wahl geschah anhand von gemittelten Gitterpunkten von zwei Regionen in der Schweiz (Alpen-nordseite und Südseite). Folgende drei Modellkombinationen wurden ausgewählt:

- Trocken: ECHAM5/CLM (Quelle: Max Planck Institut, MPI)
- Mittel: ECHAM5/RCA (Quelle: Swedish Meteorological and Hydrological Institute, SMHI)
- Feucht: ECHAM5/REGCM3 (Quelle: International Centre for Theoretical Physics, ICTP)

Alle drei Modelle basierten auf dem gleichen globalen Modell ECHAM5.

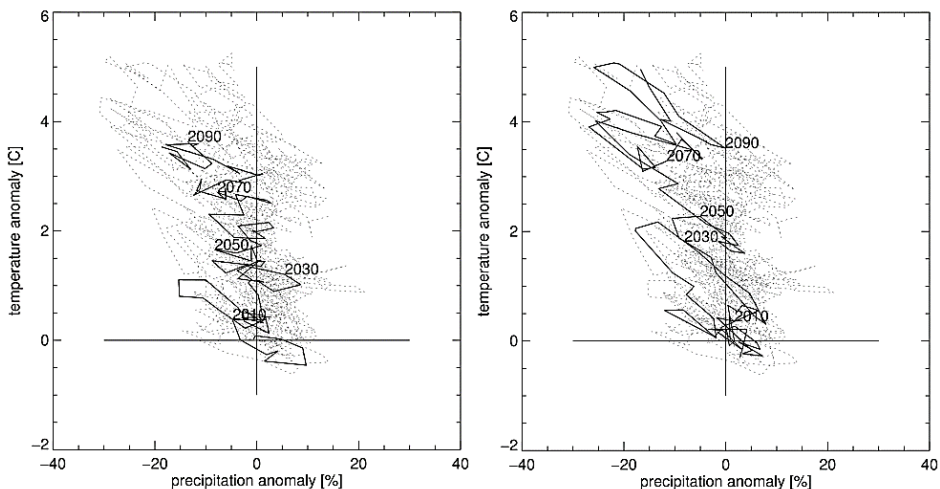


Abbildung 4: Anomalien der Temperatur und des Niederschlags. Linien: Abweichungen zwischen 2010 und 2090 auf der Alpennordseite des RCA-Modells (Abbildung links) und des CLM-Modells (Abbildung rechts). Punkte: Werte aller 10 untersuchten Modelle.

Die drei Modelle wurden in der Folge mit der „change factor“ Methode (TABOR u. WILLIAMS 2010) auf eine Auflösungen von 250 x 250 m hochgerechnet. Als Basis für die Methode dienten hoch aufgelöste Karten der Periode 1981 - 2000. Die Methode hat den Vorteil, dass der bei Klimamodellen auftretende Bias korrigiert wird, dabei aber die Variabilität erhalten bleibt (was für die Analyse von Trockenstress notwendig ist). Für die Untersuchungsstandorte wurden Tageswerte hochgerechnet, für Gitternetze (Karten in 250 x 250 m Auflösung) Monatswerte.

3.2 Trockenheitsindizes

Im Projekt „Schätzung standortspezifischer Trockenstressrisiken in Schweizer Wäldern“ (REMUND et al. 2011) wurden aus 46 Varianten drei Trockenheitsindizes ausgewählt. Das Ziel der Untersuchung war, die Indizes auszuwählen, die die Unterschiede der Standorteinheiten bezüglich Trockenheit am besten wiedergeben. Folgende drei Indizes wurden ausgewählt:

1. „Site water balance“ (SWB) gemäß GRIER u. RUNNING (1977). Dies entspricht der Klimatischen Wasserbilanz plus nutzbare Feldkapazität (nFK). Die Rücksetzung des Speichers im Herbst wurde gemäß ZIMMERMANN (2000) durchgeführt. Für die potentielle Verdunstung wurde ROMANENKO (1961) verwendet.
2. Verhältnis ETA/ETP basierend auf Monatswerten. Der Reduktionsbeginn wird fix auf 60 % der nutzbaren Feldkapazität definiert. Für die potentielle Verdunstung wurde die Gleichung von ROMANENKO (1961) verwendet.
3. Verhältnis ETA/ETP basierend auf Tageswerten. Modellierung der Baumverdunstung und Interzeption nach KLAP et al. (2000). Potentielle Verdunstung gemäß Shuttleworth (1993).

Als jährlicher Trockenheitswert und für die weiteren statistischen Analysen wurden für die ersten beiden Indizes die Differenz zwischen April und August verwendet. Zudem wurde auch die Differenz zwischen dem Anfang und Ende der ersten 90 Tage der Vegetationsperiode ausgewertet (s. auch Kap. 2.4).

Zusätzlich wurden klimasensitive Gebiete für Nadel- und Laubwaldbestände bestimmt. Zur räumlichen Abgrenzung der Nadel- und Laubwaldbestände wird der Waldmischungsgrad-Datensatz im Hektarraster des BUNDESAMTES FÜR STATISTIK (2004) verwendet. Dieser gibt den Nadel- und Laubbaumanteil in vier Kategorien an. Für diese Arbeit wird ein Anteil von über 50 % Nadelholz resp. Laubholz zur Ausscheidung der Bestände verwendet.

3.3 Karte der nutzbaren Feldkapazität (nFK)

Für Berechnung der Trockenheitsindizes ist die Kenntnis der nutzbaren Feldkapazität (nFK) Bedingung. In der Schweiz existierte bislang nur eine nFK-Karte

für die Agrarwirtschaft (Bodeneignungskarte der Schweiz). Diese war für die Forstwirtschaft nicht geeignet. Aus diesem Grund wurde eine neue nFK-Karte für 100 cm Wurzelraum innerhalb des Projekts erstellt.

Als Basis für die Karte diente die Lithologie-Karte der Schweiz (ATLAS DER SCHWEIZ 2016) und 1.200 Bodenprofile, für die Messwerte vorhanden sind. An diesen Profilen wurde mit der Methode der KA5 (ECKELMANN 2005) die nFK berechnet. Die Lithologie-Einheiten der geologischen Karte ($N = 55$) wurden in 9 Klassen ähnlicher Verwitterungscharakteristik zusammengefasst, da die Textur eine der wichtigsten Einflussgrößen der nFK ist (RENGER et al. 2008). Pro Klasse wurde der Medianwert der Profil-Messwerte gebildet. Zudem wurde die Hangneigung (in drei Klassen) als weitere erklärende Variable eingeführt. Diese nFK-Karte wurde zuerst mit der nFK der Bodeneignungskarte verglichen, wobei eine klare Verbesserung festgestellt wurde, und in einem zweiten Schritt mit unabhängigen Daten von 52 Standorten (Kanton Solothurn) validiert. Die Differenz der Werte beträgt im Mittel 22 mm und die Standardabweichung 54 mm (34 %), die vermutlich durch unterschiedliche Schätzverfahren des Skelettgehalts verursacht sind. Diese Unsicherheit reduziert sich, wenn nur die Zuordnung der Ergebnisse zu den nFK-Klassen gemäß Bodenkundlicher Kartieranleitung (ECKELMANN 2005) berücksichtigt wird. Die räumliche Variabilität der nFK ist in der Schweiz allerdings sehr hoch. Für eine generelle Einschätzung der nFK-Werte und der regionalen Trockenheitsrisiken auf kleiner Maßstabsebene ist diese Schätzgüte aber ausreichend.

4 Auswertungen

Die flächendeckenden Auswertungen wurden für die Trockenheitsindizes SWB und ETA/ETP durchgeführt. Zusätzlich wurden klimasensitive Gebiete kartiert sowie die Grundflächenzuwachs-Formeln (1) und (2) auf die ganze Schweiz angewendet.

4.1 Karten der einfachen Trockenheitsindizes

Die SWB wurde analog SPELLMANN et al. (2007) auf die Schweiz übertragen. Es zeigte sich, dass dieser Index innerhalb der Schweiz nur geringe regionale Unterschiede aufwies und für die Erkennung von besonders kritischen Regionen nicht ideal ist. Auf eine weitere Untersuchung dieses Parameters wurde deshalb verzichtet. Das durchschnittliche ETA/ETP-Verhältnis ermöglichte eine deutlich bessere Einschätzung regionaler Unterschiede (s. Abb. 5 u. Abb. 6).

Die Trockenheit nimmt in Zukunft generell sehr zu und die Unterschiede zwischen den Regionen sind deutlich erkennbar.

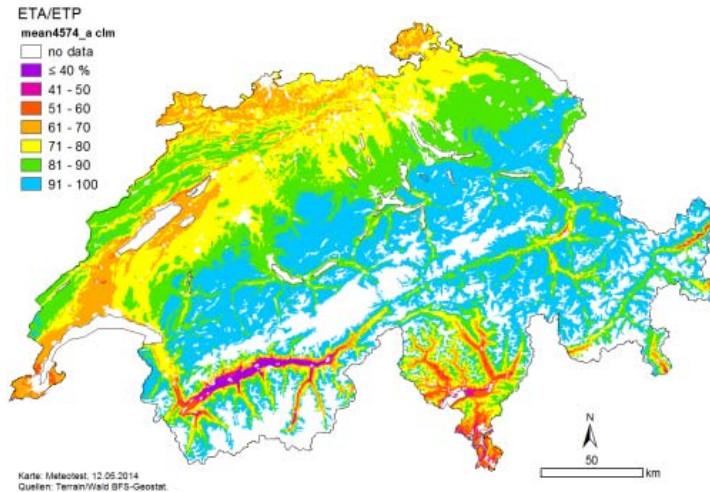


Abbildung 5: Durchschnittliche ETA/ETP-Verhältnisse 2045 - 2074, Mittel April-August, basierend auf dem CLM-Modell

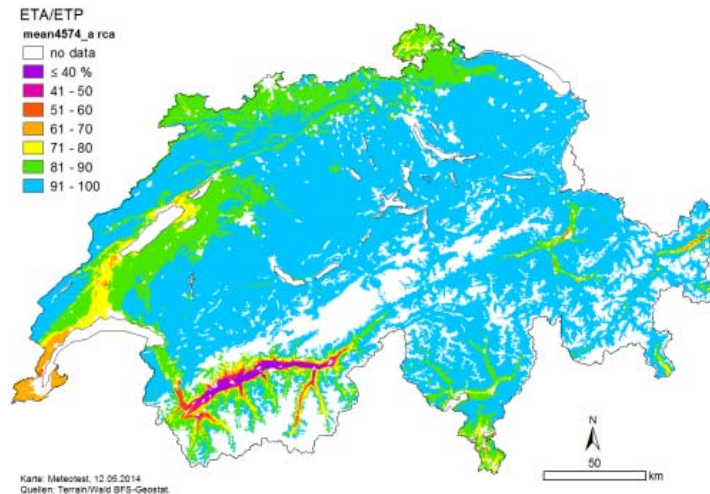


Abbildung 6: Durchschnittliche ETA/ETP-Verhältnisse 2045 - 2074, Mittel April-August, basierend auf dem RCA-Modell

4.2 Trends des ETA/ETP-Verhältnisses

Für die Analyse der Trends wurde die Schweiz in 12 Regionen eingeteilt und die regionalen Mittel berechnet. Die Zeitreihen zeigen eine deutliche und signifikante Zunahme der Trockenheit in fast allen Gebieten sowohl für die historische Periode (s. Abb. 7) als auch in Zukunft (s. Abb. 8). Am stärksten betroffen sind die Region

Genf, das westliche Mittelland, die Nordschweiz und das südliche Tessin (dort sind die Unterschiede zwischen den Modellen allerdings relativ groß).

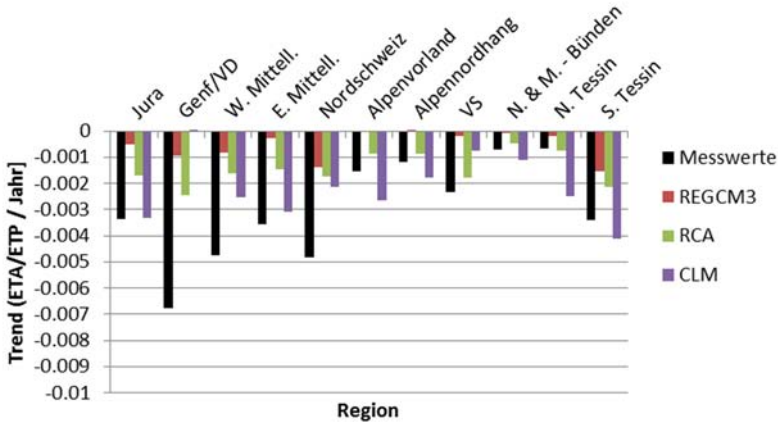


Abbildung 7: Trends des ETA/ETP-Verhältnisses 1981 - 2010 für die 12 Regionen

Das CLM-Modell trifft die historischen Trends im Mittel am besten. Allerdings unterschätzen alle Modelle diese im Westen (Genf/VD und westliches Mittelland). Die Ergebnisse des CLM sind zu trocken im Süden, hier liefert das RCA-Modell die zutreffendsten Ergebnisse. Das REGCM3 ist überall deutlich zu feucht. Dieser Vergleich diente auch der Plausibilisierung der Klimamodelle für die einzelnen Regionen; das REGCM3-Modell wurde für weitere Analysen nicht mehr verwendet.

Die Abbildung 8 zeigt den Verlauf des ETA/ETP-Verhältnisses für die ganze Schweiz („Mittelwert“) und für einige der trockeneren Regionen für das CLM-Modell (1981 - 2074). Neben der Abnahme des Verhältnisses ist auch die Zunahme der Variabilität klar ersichtlich.

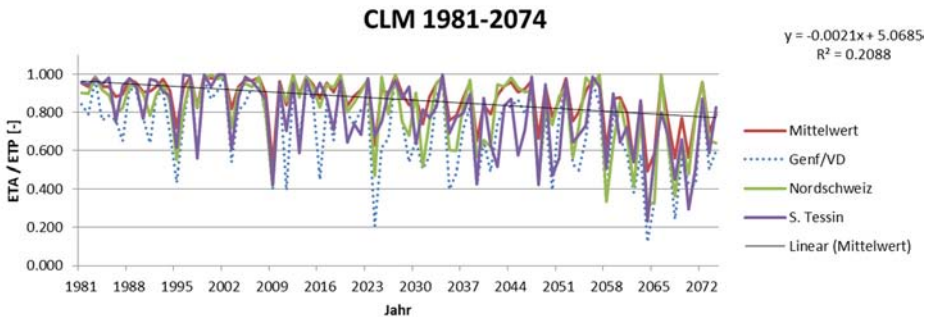


Abbildung 8: Trends des ETA/ETP-Verhältnisses für die ganze Schweiz („Mittelwert“) sowie für die Regionen „Genf/VD“, Nordschweiz und Südtessin basierend auf dem CLM-Modell (A1B Szenario)

4.3 Klimasensitive Bestände

Die Abbildungen 9 und 10 zeigen die klimasensitiven Laubwaldbestände in der Schweiz für die Periode 1981 - 2010 und 2045 - 2074 (CLM-Modell). Die sensitiven Bestände nehmen v. a. im Jura und Tessin deutlich zu.

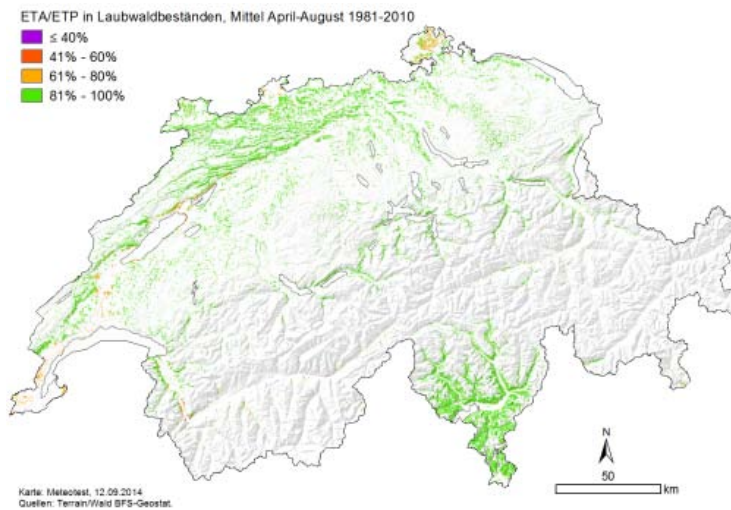


Abbildung 9: Karte der ETA/ETP-Klassen in Laubwaldbeständen; basierend auf Messungen 1981 - 2010

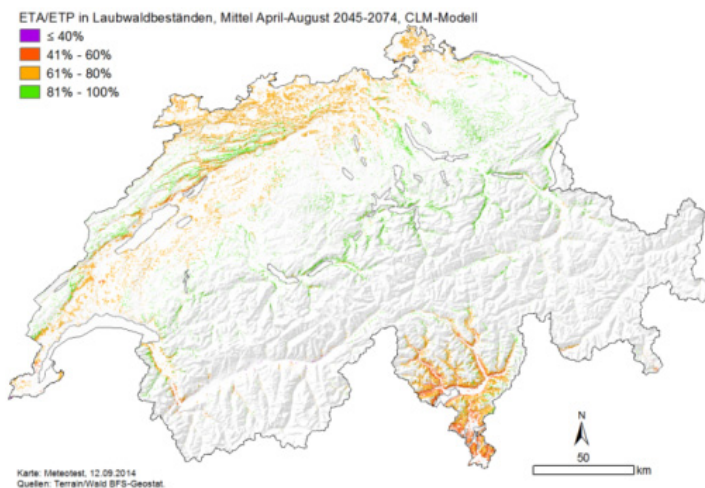


Abbildung 10: Karte der ETA/ETP-Klassen in Laubwaldbeständen, basierend auf dem CLM-Modell 2045 - 2074

Der Anteil sensibler Laubwaldbestände (ETA/ETP < 80 %) steigt im CLM Modell von 6 % (19.900 ha) auf 68 % (225.500 ha) an – im RCA Modell allerdings nur schwach auf 7 % (21.500 ha). Beim Nadelwald steigt der Anteil sensibler Bestände von 4 % (28.700 ha) auf 29 % (207.200 ha) beim CLM und auf 6 % (42.600 ha) beim RCA-Modell.

4.4 Karten des Grundflächenzuwachses

Basierend auf den Gleichungen aus Kapitel 2.4 wurden Karten des Grundflächenzuwachses erstellt. Stellvertretend für viele Varianten sind in den Abbildungen 11 und 12 die Unterschiede des Grundflächenzuwachses zwischen 1981 - 2010 und 2045 - 2074 für die Fichte und die Buche dargestellt (CLM-Modell).

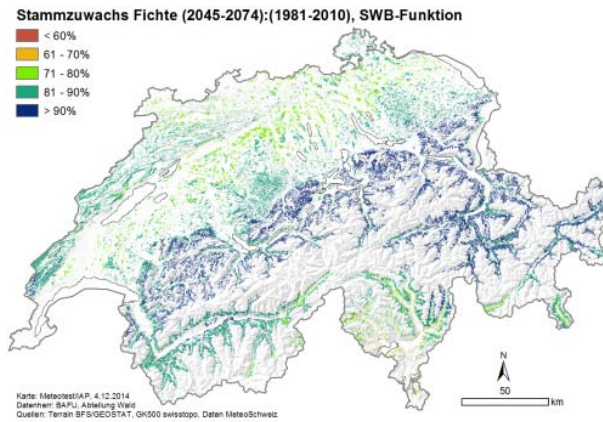


Abbildung 11: Abnahme des Grundflächenzuwachses für die Fichte zwischen 1981 - 2010 und 2045 - 2074 (CLM-Modell)

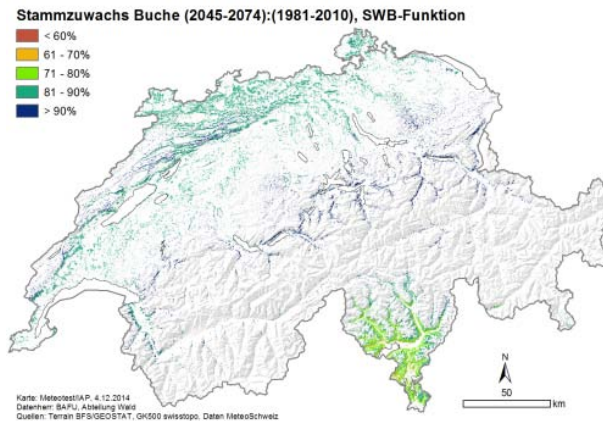


Abbildung 12: Abnahme des Grundflächenzuwachses für die Buche zwischen 1981 - 2010 und 2045 - 2074 (CLM-Modell)

Während am Alpennordhang und in Graubünden nur kleine Änderungen sichtbar sind, nehmen im Tessin, im Jura und in Teilen des Mittellands die Grundflächenzuwächse Mitte des Jahrhunderts deutlich ab.

5 Fazit

Auswertungen mit Walddauerbeobachtungsdaten von Buchen und Fichten und verschiedenen Trockenheitsindizes zeigten, dass sich die optimalen Trockenheitsindizes je nach Vitalitätsparameter unterscheiden. Für Grundflächenzuwachs und Buchenmortalität war die Standortwasserbilanz (SWB) der beste Prädiktor. Bei der Fichtenmortalität, dem Triebwachstum von Fichten und der Kronenverlichtung von Buchen und Fichten waren verschiedene Auswertungen von ETA/ETP am besten korreliert.

Für die Analyse der ganzen Schweiz zeigte sich, dass sich der Index ETA/ETP am besten eignet. Die Trockenheit nahm in den letzten 60 Jahren statistisch signifikant zu, v. a. außerhalb des Alpenraumes.

Bezüglich der Klimamodelle zeigte sich, dass das CLM-Modell am besten die historische Periode abbildete. Im Westen unterschätzten alle Modelle die Zunahme der Trockenheit, während im Tessin das CLM diese überschätzt (dort ist das RCA-Modell am besten).

Die Trockenheit wird gemäß dem Szenario A1B und drei ausgewählten Modellen im 21. Jahrhundert noch deutlicher zunehmen. Deutlich wird auch die Klimavariabilität anwachsen. Die kritischsten und sensitivsten Gebiete sind das Tessin und die Nordwestschweiz, während am Alpennordhang vorderhand noch keine großen Änderungen bezüglich der Trockenheit zu erwarten sind.

Die Unterschiede zwischen den regionalen Klimamodellen sind allerdings groß. Insbesondere sind die Unterschiede der sommerlichen Niederschlagsentwicklung auf der Alpensüdseite unsicher, was auch eine klare Aussage über die zukünftige Trockenheit im Süden erschwert.

Literatur

- ATLAS DER SCHWEIZ (2016): <http://www.atlasderschweiz.ch/> [12.07.2016]
- BAFU (HRSG.) (2011): Waldpolitik 2020 - Visionen, Ziele und Massnahmen für eine nachhaltige Bewirtschaftung des Schweizer Waldes, Bundesamt für Umwelt (BAFU), Schweiz, BBl 2011 8731 <http://www.bafu.admin.ch/wald/01152/11490/index.html?lang=de>
- BATES, D.; MAECHLER, M.; BOLKER, B. u. WALKER, S. (2014): lme4: Linear mixed effects models using Eigen and S4. R package version 1.1-7. <http://CRAN.R-project.org/package=lme4>
- BRAUN, S. u. FLÜCKIGER, W. (2013): Wie geht es unserem Wald? Bericht 4. Institut für Angewandte Pflanzenbiologie, Schönenbuch

- BRAUN, S. (2014): Die Eignung verschiedener Trockenheitsindizes zur Abschätzung des Trockenheitsrisikos für den Wald und ihre standortspezifische Entwicklung bis 2050/2100. Institut für Angewandte Pflanzenbiologie/BAFU, Schönenbuch/Bern
- BUNDESAMT FÜR STATISTIK (2004): Waldmischungsgrad. Rasterdatensatz mit 100 m und 25 m Auflösung. Bundesamt für Statistik (BFS), GEOSTAT, Neuchâtel. <http://www.bfs.admin.ch/bfs/portal/de/index/dienstleistungen/geostat/datenbeschreibung/waldmischungsgrad.html> [12.12.2014]
- CLAIS, P.; REICHSTEIN, M.; VIOVY, N.; GRANIER, A.; OGEE, J.; ALLARD, V.; AUBINET, M.; BUCHMANN, N.; BERNHOFER, C.; CARRARA, A.; CHEVALLIER, F.; DE NOBLET, N.; FRIEND, A. D.; FRIEDLINGSTEIN, P.; GRUNWALD, T.; HEINESCH, B.; KERONEN, P.; KNOHL, A.; KRINNER, G.; LOUSTAU, D.; MANCA, G.; MATTEUCCI, G.; MIGLIETTA, F.; OURCIVAL, J. M.; PAPALE, D.; PILEGAARD, K.; RAMBAL, S.; SEUFERT, G.; SOUSSANA, J. F.; SANZ, M. J.; SCHULZE, E. D.; VESALA, T. u. VALENTINI, R. (2005): Europe-wide reduction in primary productivity caused by the heat and drought in 2003. *Nature*, 437 Jg., 529-533
- ECKELMANN, WOLF (HRSG.) (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. KA5. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, ISBN 978-3-510-95920-4
- GRIER, C. G. u. RUNNING, S. W. (1977): Leaf Area of Mature Northwestern Coniferous Forests: Relation to Site Water Balance. *Ecology*, 58 Jg., 893-899
- HEWITT, C. D. u. GRIGGS, D. J. (2004): Ensembles-based Predictions of Climate Changes and their Impacts. *Eos*, 85, p566, <http://ensemblesrt3.dmi.dk> [18.12.2014]
- KEULER, K.; LAUTENSCHLAGER, M.; WUNRAM, C.; KEUP-THIEL, E.; SCHUBERT, M.; WILL, A.; ROCKEL, B. u. BOEHM, U. (2009): Climate Simulation with CLM, Scenario A1B run no.2, Data Stream 2: European region MPI-M/MaD; World Data Center for Climate (WDCC). http://dx.doi.org/10.1594/WDCC/CLM_A1B_2_D2
- KLAP, J. M.; REINDS, G. J.; BLEEKER, A. u. DE VRIES, W. (2000): Environmental stress in German forests. Alterra Report Nr. 134, Green World Research. ISSN 1566-7197
- MITCHELL, T. D.; CARTER, T. R. u. JONES, P. (2004): A comprehensive set of climate scenarios for Europe and the globe. Tyndall Centre Working PAPER 55, <http://www.cru.uea.ac.uk/cru/data/hrg/> [12.07.2016]
- PENMAN, H. L. (1948): Natural evaporation from open water, bare soils and grass. *Proc. Royal Meteorological Society London*, 193 (A) Jg., 120-145
- PINHEIRO, J.; BATES, D.; DEBROY, S.; SARKAR, D. u. THE R DEVELOPMENT CORE TEAM (2013): NLME: Linear and nonlinear mixed effects models. R package version 3.1-108
- REMUND, J.; FREHNER, M.; WALTHERT, L.; KÄGI, M. u. RIHM, B. (2011): Schätzung standortspezifischer Trockenstressrisiken in Schweizer Wäldern, Schlussbericht. Forschungsprogramms "Wald und Klimawandel" (WSL/BAFU), <http://www.wm.ethz.ch/publications/mf/ts11> [18.12.2014]
- RENGER, M.; BOHNE, K.; FACKLAM, M.; HARRACH, T.; RIEK, W. u. SCHÄFER, W. (2008): Ergebnisse und Vorschläge der DBG-Arbeitsgruppe „Kennwerte des Bodengefüges“ zur Schätzung bodenphysikalischer Kennwerte. http://www.boden.tu-berlin.de/fileadmin/fg77/_pdf/publikationen/bodenphysikalischeKennwerte.pdf
- RICHARDS, L. A. (1931): Capillary conduction of liquids through porous mediums. *Physics*, 1 Jg., 318-333
- ROMANENKO, V. A. (1961). Computation of the autumn soil moisture using a universal relationship for a large area, *Proc. Ukrainian Hydrometeorological Research Institute*, No. 3, Kiev
- SCHULLA, J. (2013): Model Description WaSIM (Water balance Simulation Model). http://www.wasim.ch/de/products/wasim_description.htm, Zurich
- SHUTTLEWORTH, J. (1993): Evaporation. In: MAIDMENT, D. R. (Hrsg.), *Handbook of Hydrology*, 4.1-4.53. McGraw-Hill, New York, USA
- SPELLMANN, H.; SUTMÖLLER, J. u. MEESENBERG, H. (2007): Risikovorsorge im Zeichen des Klimawandels. *AFZ-Der Wald*, 23 Jg., 1246-1249

- TABOR, K. u. WILLIAMS, J. W. (2010): Globally downscaled climate projections for assessing the conservation impacts of climate change. *Ecological Applications*, 20, 2, 554-565
http://futureclimates.conservation.org/TaborWilliams2010EcolApp_GlobalDownscaleAR4.pdf
- ZIMMERMANN, N. (2000): Programmcode zur Berechnung der SWB (swb.aml),
http://www.wsl.ch/staff/niklaus.zimmermann/programs/aml6_1.html [18.12.2014]

Korrespondierender Autor:

Jan Remund
Meteotest
Fabrikstraße 14
CH-3012 Bern
jan.remund@meteotest.ch
www.meteotest.ch

Dr. Sabine Braun
Institut für Angewandte Pflanzenbiologie, Schönenbuch/Schweiz

Beat Rihm
Meteotest, Bern/Schweiz

Dr. Sabine Augustin
Bundesamt für Umwelt, Abteilung Wald, Bern/Schweiz

Entwicklung statistischer Vorhersagemodelle zur Identifizierung von Legendeneinheiten forstlicher Standortskarten – Beispiel Nordostdeutsches Tiefland

The development of predictive statistical models to identify the spatial distribution of mapping units in forest site maps – Examples from north-eastern lowlands, Germany

Alexander Russ, Winfried Riek und Gerd Wessolek

Zusammenfassung

Im Rahmen der Regionalisierung bodenphysikalischer Kennwerte für die Waldfläche Brandenburgs wurden Modelle zur Vorhersage der Legendeneinheiten forstlicher Standortskarten auf unterschiedlichen räumlichen Skalen entwickelt. Die Modelle wurden vorrangig unter dem praktischen Gesichtspunkt der flächendeckenden Bereitstellung bodenphysikalischer Kennwerte erstellt. Darüber hinaus erlauben die gewählten statistischen Ansätze auch Abschätzungen zu den Faktoren, welche die räumliche Verbreitung der Legendeneinheiten steuern. In Abhängigkeit

vom betrachteten Skalenniveau konnten Reliefkennwerte beziehungsweise bodenkundliche/geologische Kartenwerke und Klimakennwerte als dominierende Einflussgrößen identifiziert werden.

Stichworte: forstliche Standortkartierung, Nordostdeutsches Tiefland, digitale Bodenkartierung, Pedogenese, Waldböden

Abstract

For the purpose of regionalising soil physical properties for the whole forest area of Brandenburg (Germany) using forest site mapping data, several models for predicting the spatial occurrence of the corresponding mapping units were developed. Depending on spatial scales of the regionalisation problems different approaches were used. Although the main goal was to derive a gapless dataset of soil physical properties for the whole forest area, the applied statistical approaches can also be used to identify factors which control the spatial distribution of mapping units. Depending on the spatial scale considered, the greatest influence was found to be either topographic indices, soil or geological maps, or climate parameters.

Keywords: forest site mapping, north-eastern lowlands, digital soil mapping, pedogenesis, forest soils

1 Einleitung

Zu den Faktoren, welche die regionale Verbreitung unterschiedlicher Böden bedingen, bestehen, seit der Begründung der modernen Bodenkunde durch Wassili Wassiljewitsch Dokutschajew vor über einhundert Jahren, mit dem Konzept der bodenbildenden Faktoren sehr konkrete Modellvorstellungen. Zudem wurde der Ansatz der bodenbildenden Faktoren im Laufe der Zeit stetig verfeinert und um weitere Faktoren ergänzt (JENNY 1941, MCBRATNEY et al. 2003). Ausgehend von diesem alten Konzept lässt sich auch für die in dieser Arbeit betrachteten Legendeneinheiten der forstlichen Standortskarte a-priori festhalten, dass deren räumliche Verbreitung durch die bodenbildenden Faktoren Ausgangsgestein, Klima, Relief, Organismen und Alter/Zeit gesteuert wird. Leider sind die mit der Theorie der bodenbildenden Faktoren verbundenen praktischen Probleme jedoch genauso alt wie das Konzept selbst. So stellte Dokutschajew bereits 1886 heraus (FLORINSKY 2012, 446):

„Zweifellos ist die hohe Komplexität der auf den Boden wirkenden Einflüsse die größte Herausforderung. Zudem sind diese Einflüsse nicht konstant, sodass sie sich nur schwierig beziffern lassen. Nicht zuletzt liegen uns zu einigen der erwähnten Faktoren nur wenige und zu vielen anderen keinerlei Daten vor...“

Während für manche der von Dokutschajew geschilderten Schwierigkeiten im Laufe der Zeit tatsächlich geeignete Lösungsansätze gefunden wurden, sind einige Probleme, insbesondere die Variabilität der Einflüsse und das Fehlen geeigneter Daten zu vielen Faktoren, heute oft noch so aktuell wie vor über einhundert Jahren. So liegen zu vielen Faktoren bestenfalls gute Näherungswerte vor. Vielfach können einzelne bodenbildende Faktoren nur mit in eher indirektem Zusammenhang zu diesen Faktoren stehenden Proxy-Variablen abgebildet werden.

Die im Folgenden vorgestellten Auswertungen wurden mit dem vorrangigen Ziel der Regionalisierung bodenphysikalischer Kennwerte (RUSS et al. 2013) für die flächendeckende Berechnung von Wasserhaushaltskennwerten der gesamten Waldfläche Brandenburgs durchgeführt (RUSS 2015). Ausgehend vom gegenwärtigen Stand der Kartierung der brandenburgischen Standortskarte ergaben sich zwei unterschiedliche Problemstellungen:

1. kleinräumige Unterscheidung von zwei bis drei a-priori bekannten Bodenformen innerhalb eines bekannten Verbreitungsgebiets der auftretenden Bodenformen (Disaggregation)
2. Vorhersage forstlicher Standortseinheiten für bisher nicht kartierte Gebiete (Prognose)

Der vorliegende Beitrag beschäftigt sich ausschließlich mit dem Einfluss der betrachteten Prädiktoren in den entwickelten Modellen. Detaillierte Angaben zu den verwendeten Datengrundlagen, den eingesetzten Modellen und zu den erreichbaren Vorhersagegenauigkeiten sind bei RUSS et al. (2013) und RUSS (2015) dargestellt.

2 Material und Methoden

In Abhängigkeit von der kleinskaligen Problemstellung standen für die Disaggregation der forstlichen Standortformen nur aus einem digitalen Geländemodell (KÖTHER 2007) abgeleitete Indizes zur Abschätzung bodenbildender Faktoren zur Verfügung (s. Tab. 1). Die Reliefattribute konnten sehr komfortabel mit Hilfe der Open Source Software SAGA¹ 2.0.8 (CONRAD 2007) berechnet werden.

Zur Ermittlung der Höhe der einzelnen Einflüsse wurde die von FISHER (1936) eingeführte lineare Diskriminanzanalyse eingesetzt. Für die Auswahl der in die Diskriminanzmodelle aufzunehmenden Variablen wurde ein schrittweiser Auswahlalgorithmus verwendet (vgl. FAHRMEIR et al. 1996, 386). Als Schwellenwerte für die Aufnahme und den Ausschluss von Variablen aus den Modellen wurden Signifikanzen hinsichtlich der Optimierung des inversen Gütemaßes Wilks λ von 0,1 bzw. 0,2 festgelegt. Aus dem gegenwärtigen Stand der forstlichen Standortskarte ergaben sich 1.378 unterschiedliche Varianten der kleinräumigen Vergesellschaftung von

¹ System for Automated Geoscientific Analyses, <http://www.saga-gis.org>

zwei bis drei Bodenformen, sodass dementsprechend auch 1.378 Diskriminanzmodelle erstellt werden mussten. Zur Einschätzung der Bedeutung der Reliefkennwerte in den Modellen wurden die Anzahl n der Modelle, in welche der Kennwert aufgenommen wurde, sowie der mittlere standardisierte Diskriminanzkoeffizient b_j über alle Modelle der jeweils betrachteten Gruppe von Diskriminanzmodellen berechnet.

Tabelle 1: Für die Vorhersage forstlicher Standortseinheiten ausgewählte Reliefkennwerte

Reliefkennwerte der 3×3 Zellen-Matrix des DGM sowie auf Grundlage von Suchradien abgeleitete Kennwerte	
\bar{z}_0	absolute Geländehöhe
β	Hangneigung (ZEVENBERGEN u. THORNE 1987)
NORD, OST	Ausrichtung nach Norden und Osten aus cos-, sin-Transformation der Exposition (ZEVENBERGEN u. THORNE 1987)
β_d	Downslope Index (SEIBERT et al. 2007)
K, K_h, K_v	Gesamt-, Horizontal- und Vertikal-Wölbung (ZEVENBERGEN u. THORNE 1987)
$\Psi_{L...}$	Negative Openness (YOKOYAMA et al. 2002, Radien 100 m, 250 m, 500 m)
Ψ_S	Sky View Factor (BÖHNER u. ANTONIĆ 2009)
Ψ_T	Terrain Configuration Factor (DOZIER u. FREW 1990)
Ψ_{wte}	Windexposition (BÖHNER u. ANTONIĆ 2009)
\hat{S}	direkte Sonneneinstrahlung (OKE 1987)
TPI...	Topographic Position Index (WEISS 2000, Radien 25 m, 125 m, 500 m)
TRI...	Terrain Ruggedness Index (RILEY et al. 1999, Radien 50 m, 300 m)
Maßgeblich auf der Berechnung von Einzugsgebieten basierende Kennwerte	
A_{EzG}	Einzugsgebietsgröße (SEIBERT u. MCGLYNN 2007)
β_{EzG}	Hangneigung im Einzugsgebiet (ZEVENBERGEN u. THORNE 1987)
L, S, LS	Hanglängen- und Hangneigungs-Faktoren der überarbeiteten Bodenabtragungsgleichung (RUSLE, RENARD et al. 1996)
TWI	Topographic Wetness Index (BEVEN u. KIRKBY 1979)
SPI	Stream Power Index (MOORE et al. 1991)
Auf Tiefenlinien- und Kulminationspunktnetzwerken nach O'CALLAGHAN u. MARK (1984) für verschiedene Skalen (großskalig (gs), und kleinskalig (ks)) basierende Reliefkennwerte	
$\beta_{ges}, \beta_{KP}, \beta_{TL}$	Neigung des gesamten, oberen und unteren Hangs (ZIRLEWAGEN 2003)
s_{ges}, s_{KP}, s_{TL}	Länge des gesamten, oberen und unteren Hangs (ZIRLEWAGEN 2003)
$\Delta\bar{z}_C$	Höhe über Tiefenlinie (BÖHNER u. KÖTHE 2003)
H_{rel}	relativer Hangindex (ZIRLEWAGEN 2003)
MBI	Mass Balance Index (MÖLLER et al. 2008)

Für die großräumige Prognose forstlicher Standortformen für bisher nicht kartierte Gebiete wurden die verwendeten Prädiktoren um klimatische Kennwerte und weitere Standortskennwerte zur Kennzeichnung der grundlegenden Substrat- und Bodenverhältnisse erweitert (s. Tab. 2). Ferner wurde auch die absolute Geländehöhe z_0 bei der Modellentwicklung berücksichtigt. Für die Prognose der Standortformen wurden Klassifikationsbäume nach dem CHAID-Verfahren (KASS 1980) erstellt. In Anlehnung an KASS (1980, 124) wurden für den Aufbau der Bäume ein Signifikanzniveau von 0,05 sowie 100 Fälle als kleinste Fallzahl für ggf. weiter zu unterteilende Knoten festgelegt. Die maximale Baumtiefe wurde auf fünf Ebenen begrenzt. Als einfacher, ohne zusätzliche Erhöhung der Rechenzeiten zu ermittelnder Indikator für den Einfluss der Prädiktoren, wurde für jeden Prädiktor die Anzahl ihm untergeordneter Endknoten ermittelt. Der Vorteil der einfachen Bestimmung dieses Indikators wird jedoch dadurch erkauft, dass keine Möglichkeit zur Bewertung der absoluten Indexwerte besteht und Verzerrungen aufgrund der Verdeckung miteinander korrelierter Prädiktoren auftreten können (BREIMAN et al. 1984, 147-148). Folglich sollten die so ermittelten Indexwerte nur als relative Rangfolge und über zusammengefasste Variablengruppen interpretiert werden.

Tabelle 2: Für die Vorhersage forstlicher Standortseinheiten ausgewählte klimatische Kennwerte und weitere berücksichtigte Standortfaktoren

Klimakennwerte (RIEK et al. 2013)	
KWB_{Som}	klimatische Wasserbilanz im Sommerhalbjahr
KWB_{Win}	klimatische Wasserbilanz im Winterhalbjahr
T_a	Jahresmitteltemperatur
$n_{d>0^\circ\text{C}}$	mittlere Anzahl frostfreier Tage
Δ_T	mittlere Jahresschwankung der Lufttemperatur
Nd_a	mittlere jährliche Niederschlagshöhe
Standortskennwerte	
FA	Grundwasserflurabstand (HANNAPPEL u. RIEK 2011)
$BÜK300$	Legendeneinheiten der Bodenübersichtskarte (LGRB 2001)
t_{geo}	Alter der geologischen Ablagerung (LGRB 1997)

3 Ergebnisse

Der unterschiedliche Einfluss der Reliefkennwerte in Modellen zur Unterscheidung von Bodenformen, welche sich hinsichtlich ihrer Hydromorphiegruppe, dem Substratfolgetyp bzw. Horizontfolgetyp unterscheiden, ist in Tabelle 3 dargestellt. Modelle, welche zur Trennung von Bodenformen erstellt wurden, die sich sowohl im Substrat- als auch im Horizontfolgetyp unterscheiden sowie Fälle, in denen die zu trennenden Bodenformen lediglich durch unterschiedliche Feinbodenformen

differenziert waren, wurden aufgrund der schwierigen Interpretierbarkeit dieser Modelle nicht dargestellt.

Tabelle 3: Häufigkeiten (n) und Mittelwerte der Diskriminanzkoeffizienten (b_j) zur Trennung von Hydromorphiegruppen, Substrat- und Horizontfolgetypen

	Hydro- morphie [N=372]		Substrat- folge [N=197]		Horizont- folge [N=322]			Hydro- morphie [N=372]		Substrat- folge [N=197]		Horizont- folge [N=322]	
	n	b_j	n	b_j	n	b_j		n	b_j	n	b_j	n	b_j
β	92	0,267	68	0,620	101	0,362	K	41	0,102	36	0,114	45	0,052
$NORD$	243	0,181	113	0,152	197	0,158	K_h	26	0,015	25	0,025	60	0,041
OST	231	0,115	114	0,141	187	0,110	K_v	41	0,030	46	0,066	55	0,060
β_d	165	0,087	66	0,102	138	0,109	L	198	0,247	79	0,205	139	0,192
A_{Ezg}	175	0,091	48	0,042	143	0,077	S	105	0,278	68	0,510	107	0,295
β_{Ezg}	165	0,173	101	0,287	155	0,241	LS	184	0,254	77	0,187	138	0,218
$\beta_{ges}(ks)$	55	0,039	53	0,084	72	0,067	$MBI(ks)$	79	0,273	51	0,549	64	0,339
$\beta_{ges}(gs)$	147	0,146	85	0,171	152	0,172	$MBI(gs)$	82	0,245	52	0,526	63	0,324
$\beta_{KP}(ks)$	59	0,052	19	0,029	71	0,056	Ψ_{L100}	141	0,197	94	0,385	142	0,308
$\beta_{KP}(gs)$	107	0,105	66	0,101	100	0,098	Ψ_{L250}	119	0,264	86	0,472	132	0,514
$\beta_{TL}(ks)$	51	0,036	44	0,057	72	0,063	Ψ_{L500}	192	0,660	98	0,689	167	0,774
$\beta_{TL}(gs)$	108	0,073	77	0,127	122	0,123	Ψ_S	153	0,231	67	0,231	110	0,225
$s_{ges}(ks)$	121	0,075	50	0,058	113	0,086	Ψ_T	128	0,180	78	0,150	132	0,190
$s_{ges}(gs)$	140	0,155	85	0,188	121	0,147	Ψ_{wte}	233	0,477	112	0,486	191	0,455
$s_{KP}(ks)$	80	0,054	31	0,039	83	0,052	\hat{S}	171	0,085	115	0,139	160	0,117
$s_{KP}(gs)$	165	0,228	75	0,199	124	0,178	TWI	262	0,313	118	0,270	226	0,338
$s_{TL}(ks)$	114	0,079	49	0,053	85	0,066	SPI	109	0,056	35	0,041	95	0,060
$s_{TL}(gs)$	151	0,161	67	0,128	145	0,191	TPI_{25}	39	0,089	16	0,038	26	0,034
$\Delta_{\tilde{\chi}_C}(ks)$	174	0,197	103	0,262	175	0,260	TPI_{125}	169	0,211	99	0,368	139	0,210
$\Delta_{\tilde{\chi}_C}(gs)$	220	0,267	137	0,628	219	0,471	TPI_{500}	184	0,235	100	0,289	186	0,324
$H\hat{i}_{rel}(ks)$	117	0,050	21	0,024	72	0,036	TRI_{50}	114	0,169	60	0,253	108	0,200
$H\hat{i}_{rel}(gs)$	190	0,188	79	0,157	142	0,170	TRI_{300}	218	0,260	110	0,284	185	0,335

Fettdruck: Höchste Häufigkeiten und Koeffizienten der innerhalb einer Gruppe von Diskriminanzproblemen in die Modelle aufgenommenen Prädiktoren.

Erläuterung zu den aufgenommenen Reliefkennwerten: siehe Tabelle 1.

Bei Bodenformen unterschiedlicher Hydromorphiegruppen kann demnach sehr häufig der TWI zur Differenzierung zwischen beiden Formen herangezogen werden. Ebenfalls verhältnismäßig häufig werden die Kennwerte $NORD$ und OST in die Modelle aufgenommen, welche als Indikatoren für expositionsbedingte Unterschiede in den Feuchteverhältnissen aufgefasst werden können. Die im Mittel höchsten Diskriminanzkoeffizienten ergeben sich für die Kennwerte Ψ_{wte} und Ψ_{L500} .

Die verhältnismäßig geringe Bedeutung der auf Abständen zu Tiefenlinien basierenden Reliefkennwerte (insbesondere Δz_C) ist wahrscheinlich dadurch begründet, dass mit den Diskriminanzmodellen nur Böden unterschiedlicher Hydromorphiegruppen, jedoch stets gleicher Grundwasserflurabstandsstufe getrennt werden mussten (vgl. RUSS et al. 2013). Auffällig ist auch, dass der Einfluss der Reliefkennwerte zur Disaggregation unterschiedlicher Horizontfolgetypen weitgehend den bei der Hydromorphiegruppe beobachteten Verhältnissen gleicht. Wahrscheinlich spiegelt dies den großen Einfluss der Feuchteverhältnisse eines Standorts auf die pedogenetische Profildifferenzierung wider. Zur Differenzierung zwischen Standortseinheiten mit unterschiedlichen Substratfolgetypen hatten die Reliefkennwerte Δz_C , TWI , TRI , Ψ_{wte} , $NORD$ und OST in der Mehrzahl der erstellten Diskriminanzmodelle eine signifikante Bedeutung. Die durchschnittlich höchsten Diskriminanzkoeffizienten ergeben sich für den universellen Oberflächenkennwert Ψ_L sowie β und Δz_C .

In Tabelle 4 sind die Indexwerte zur Abschätzung des Variableneinflusses in den Klassifikationsbäumen bei der großräumigen Prognose von Standortformen wiedergegeben. Analog zu den Darstellungen für die Disaggregation werden wegen der besseren Interpretierbarkeit wieder nur die Gruppen Hydromorphie, Substratfolgetyp und Horizontfolgetyp dargestellt. Bei der Interpretation der Ergebnisse ist zu beachten, dass die Klassifikationsbäume in Anlehnung an die SEA 95 (SCHULZE 1998) in der Folge Hydromorphie \rightarrow Substratfolgetyp \rightarrow Horizontfolgetyp hierarchisch gegliedert wurden. Somit wurden in die Klassifikationsbäume zur Vorhersage der Substratfolgetypen nur Variablen aufgenommen, welche zur Differenzierung innerhalb der gleichen Hydromorphiegruppen beitragen. Im Fall der Horizontfolgetypen dienen die aufgenommenen Variablen somit zur Differenzierung der Bodentypen bei konstanten Substratverhältnissen und gleicher Hydromorphiegruppe.

Im Klassifikationsbaum zur Vorhersage der Hydromorphiegruppe zeigt sich der größte Einfluss erwartungsgemäß für den Grundwasserflurabstand. Ein ähnlich hoher Einfluss zeigt sich für die Legendeneinheiten der Bodenübersichtskarte. Auch die gesamte Gruppe der eingebrachten klimatischen Kennwerte, einschließlich der absoluten Geländehöhe, nimmt relativ großen Einfluss auf die Klassifikation. Der Vielzahl unterschiedlicher Reliefkennwerte kommt gegenüber den Klima- und Standortskennwerten scheinbar nur eine geringere Bedeutung zu. Mit einem tendenziell etwas höheren Einfluss treten der TRI als Weiser für die Rauigkeit der Geländeoberfläche sowie Prädiktoren zur Kennzeichnung des Einflusses von Wind und Sonneneinstrahlung (Ψ_T , Ψ_L , Ψ_{wte}) hervor. Bei der Vorhersage der Substrat- und Horizontfolgetypen sind die Legendeneinheiten der Bodenübersichtskarte der einflussreichste Prädiktor, während der Einfluss des Grundwasserflurabstandes hinter den der Klimakennwerte zurücktritt.

Tabelle 4: Häufigkeiten (n) und Rangfolge (R) der Prädiktorvariablen in den Endknoten der Klassifikationsbäume

	Hydro- morphie		Substrat- folge		Horizont- folge			Hydro- morphie		Substrat- folge		Horizont- folge	
	R	n	R	n	R	n		R	n	R	n	R	n
FA	1	2.512	9	561	9	602	$s_{TL}(gs)$	21	32	29	38	32	37
$BÜK300$	2	2.496	1	3.501	1	4.556	$\Delta_{\tilde{\chi}C}(ks)$	51	5	23	60	30	41
t_{geo}	10	293	10	291	10	309	$\Delta_{\tilde{\chi}C}(gs)$	15	42	12	189	14	134
KWB_{Som}	5	611	4	1.121	6	1.112	$H_{i_{rel}}(ks)$	47	6	39	19	51	11
KWB_{Win}	3	919	3	1.261	2	2.051	$H_{i_{rel}}(gs)$	31	15	30	35	37	33
T_a	6	573	8	733	5	1.219	K	44	8	43	14	52	7
$n_{d>0^\circ C}$	8	489	5	1.110	7	1.028	K_h	26	19	42	15	29	41
Δ_T	4	671	2	1.347	3	1.912	K_v	37	10	44	13	42	27
Nd_a	7	538	6	864	4	1.396	L	40	9	37	23	40	29
$\tilde{\alpha}_0$	9	467	7	769	8	936	S	–	–	–	–	–	–
β	42	8	35	25	31	37	LS	41	9	31	29	39	30
$NORD$	30	15	28	39	27	45	$MBI(ks)$	–	–	46	11	49	14
OST	29	15	26	47	26	45	$MBI(gs)$	49	6	52	4	50	12
β_d	18	37	34	27	36	33	Ψ_{L100}	50	6	41	17	48	19
A_{EzG}	46	7	47	9	35	34	Ψ_{L250}	33	14	32	29	33	36
β_{EzG}	23	28	21	60	25	53	Ψ_{L500}	13	84	15	114	15	113
$\beta_{ges}(ks)$	34	13	33	27	44	23	Ψ_S	16	41	17	84	13	167
$\beta_{ges}(gs)$	22	30	19	73	24	56	Ψ_T	12	110	14	150	12	177
$\beta_{KP}(ks)$	43	8	49	7	43	25	Ψ_{wte}	14	75	16	91	17	102
$\beta_{KP}(gs)$	35	13	27	44	23	57	\hat{S}	20	36	18	78	16	104
$\beta_{TL}(ks)$	24	26	50	7	38	32	TWI	48	6	38	20	41	29
$\beta_{TL}(gs)$	38	9	25	55	21	68	SPI	45	8	48	8	47	20
$s_{ges}(ks)$	28	17	36	23	28	44	TPI_{25}	–	–	–	–	–	–
$s_{ges}(gs)$	27	19	22	60	19	87	TPI_{125}	36	12	40	19	46	22
$s_{KP}(ks)$	25	21	45	13	45	22	TPI_{500}	19	37	13	158	18	97
$s_{KP}(gs)$	17	40	20	61	20	79	TRI_{50}	32	14	24	58	22	64
$s_{TL}(ks)$	39	9	51	6	34	35	TRI_{300}	11	135	11	218	11	241

Erläuterungen

- zu den aufgenommenen Klima- und Standortsfaktoren: siehe Tabelle 2

- zu den Reliefkennwerten: siehe Tabelle 1

Das geologische Alter t_{geo} scheint gegenüber einzelnen Reliefkennwerten eine etwas höhere Bedeutung zu besitzen. Der Einfluss der Reliefkennwerte gleicht weitgehend den Beobachtungen bei den Hydromorphiegruppen. Insgesamt lässt sich beobachten, dass die Legendeneinheiten der Bodenübersichtskarte einen sehr hohen Erklärungswert besitzen, obwohl diese für einen deutlich größeren Maßstab und mit

einem nur schwer mit der forstlichen Standortskarte vergleichbaren Kartierverfahren erhoben wurden. Interessant erscheint auch, dass der Einfluss innerhalb der Gruppe der klimatischen Kennwerte teilweise entsprechend der vorherzusagenden Klassen zu variieren scheint. So ist KWB_{win} der wichtigste Prädiktor für die Vorhersage der Hydromorphiegruppen und Horizontfolgetypen, während bei der Vorhersage der Substratfolgetypen Δ_T diesen Platz einnimmt und $n_{d>0^\circ C}$ als einfacher Indikator für klimatisch bedingte Unterschiede in der (chemischen) Verwitterungsintensität seinen höchsten Rangplatz erreicht.

4 Diskussion und Schlussfolgerungen

Eine Einordnung der Ergebnisse in die Literatur ist insgesamt schwierig, da trotz der Vielzahl der zu diesem Thema vorliegenden Veröffentlichungen zumindest die Arbeitsgebiete und in der Regel auch die eingesetzten Prädiktoren, Modelle und Skalenebenen sehr unterschiedlich sind. Nicht zuletzt sind auch die Methoden zur Bestimmung des Einflusses eines einzelnen Prädiktors oft sehr verschieden.

Die Modelle zur Disaggregation lassen sich am zweckmäßigsten mit Arbeiten vergleichen, welche ebenfalls ausschließlich Reliefkennwerte zur Prognose von Bodenformen verwenden. Etwas problematischer ist der Vergleich bereits bei Studien, die auch die absolute Geländehöhe als Prädiktor berücksichtigen. Diese wurde hier aus konzeptionellen Überlegungen zum Skalenbezug der Problemstellung nicht berücksichtigt. So weist die absolute Geländehöhe in Arbeiten, in welchen diese berücksichtigt wurde, sehr oft den größten Einfluss auf (z. B. BEHRENS et al. 2010, GIASSON et al. 2008, DEBELLA-GILO u. ETZELMÜLLER 2009, ILLES et al. 2011, CRUZ-CARDENAS et al. 2011). Bei der Disaggregation komplexer Legendeneinheiten der bayrischen Übersichtsbodenkarte ermittelten auch HÄRING et al. (2012) für β , Δz_C und TWI einen großen Einfluss in den entwickelten Klassifikationsbäumen. Für den TWI und β ergab sich auch bei der von BODAGHABADI et al. (2011, 73) durchgeführten kanonischen Korrespondenzanalyse zu Bodenklassen im Zentral-Iran eine hohe Bedeutung, die sie jedoch auch für die in dieser Arbeit weniger entscheidenden Kennwerte S , und LS fanden. Für die Kennwerte Ψ_L und β beobachtete auch SCHULZ (2003, 162-165) in Diskriminanzmodellen zur Vorhersage von Substratklassen in Niedersachsen hohe Einflüsse, fand allerdings auch eine große diskriminatorische Bedeutung für A_{Ezg} und s_{TL} .

In den Modellen zur Prognose forstlicher Standortseinheiten ist insbesondere der große Einfluss klimatischer Kennwerte und der absoluten Geländehöhe zu diskutieren. Zunächst lassen sich diese teilweise durchaus prozessorientiert mit bekannten klimatischen Einflüssen auf Verwitterungsintensität, Erosionspotential, vertikale Stoffverlagerungsprozesse und Humusanreicherung im Boden interpretieren. Allerdings ist als Ursache für den insgesamt sehr hohen Einfluss in Anbetracht des vergleichsweise kleinen Arbeitsgebiets mit seiner entsprechend

geringen klimatischen Bandbreite und seinem eher geringen Höhenspektrum sicherlich auch die indirekte Abbildung anderer bodenbildender Faktoren zu sehen. So sind beide Kennwerte innerhalb Brandenburgs räumlich mehr oder weniger mit unterschiedlichen geologischen Ablagerungen verknüpft. Eine wiederum mehr mit dem bodenbildenden Faktor Klima im Zusammenhang stehende indirekte Abbildung könnte den Klimakennwerten ggf. als Weiser für die regionale Klimadifferenzierung im nacheiszeitlichen Milieu zu kommen. So beschreiben ALTERMANN et al. (2008) für die klimatischen Verhältnisse im periglaziären Milieu einen großen Einfluss auf Prozesse wie Frostverwitterung, Frostbodenbildung sowie vertikale und laterale Materialumlagerung.

Ein Vergleich mit Erfahrungen aus anderen Arbeiten ist für die Prognosemodelle besonders schwierig, da sich die eingebrachten, über Reliefkennwerte hinausgehenden Prädiktoren in der Regel sehr stark unterscheiden. Trotzdem lassen sich zumindest tendenziell ähnliche Arbeiten finden.

So beobachteten GREVE et al. (2012a) und GREVE et al. (2012b) bei der Regionalisierung von Kornfraktionenanteilen für glaziale Böden Dänemarks den größten Einfluss für aus geologischen Karten unterschiedlicher Maßstäbe abgeleitete Prädiktoren und Klimakennwerte. Reliefkennwerte wiesen in ihren Auswertungen dagegen nur einen vergleichsweise geringen Einfluss auf, wobei der insgesamt einflussreichste Reliefkennwert die absolute Geländehöhe war. Für die Differenzierung zwischen Mooren und mineralischen Bodenformen in Dänemark mittels Klassifikationsbäumen ermittelten KHEIR et al. (2010) die größte relative Bedeutung für die Bodentypen der Bodenkarte und den Reliefkennwert *TWI*, wobei sie keine klimatischen Kennwerte als Prädiktoren verwendeten. Über deutlich unterschiedliche Ergebnisse berichten BARTHOLD et al. (2013) für die Vorhersage von Bodenklassen in der Mongolei. So ermittelten sie neben der hier nicht berücksichtigten Landnutzung den höchsten relativen Einfluss für κ_0 , A_{Erg} , *SPI*, *TWI* und die Legendeneinheiten einer geologischen Karte, während sie für Klimakennwerte nur einen geringeren Einfluss auf die Genauigkeit der Modelle feststellten. Insgesamt erscheinen die auf den beiden unterschiedlichen Skalenebenen abgeschätzten Einflussgrößen plausibel interpretierbar. Auch lassen sich zumindest teilweise vergleichbare Ergebnisse in der Literatur finden. Trotz der dargestellten methodischen Schwierigkeiten geben die Ergebnisse eine gute Orientierung, welche Prädiktoren für die Vorhersage von Legendeneinheiten der forstlichen Standortskarte auf den unterschiedlichen Skalenebenen im Nordostdeutschen Tiefland besonders geeignet sind.

Literatur

- ALTERMANN, M.; JÄGER, K. D.; KOPP, D.; KOWALKOWSKI, A.; KÜHN, D. u. SCHWANECKE, W. (2008): Zur Kennzeichnung und Gliederung von periglaziär bedingten Differenzierungen in der Pedosphäre. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz*, 6, 5-42
- BARTHOLD, F. K.; WIESMEIER, M.; BREUER, L.; FREDE, H. G.; WU, J. u. BLANK, F. B. (2013): Land use and climate control the spatial distribution of soil types in the grasslands of Inner Mongolia. *Journal of Arid Environments*, 88, 194-205
- BEHRENS, T.; ZHU, A. X.; SCHMIDT, K. u. SCHOLTEN, T. (2010): Multi-scale digital terrain analysis and feature selection for digital soil mapping. *Geoderma*, 155, 3-4, 175-185
- BEVEN, K. J. u. KIRKBY, M. J. (1979): A physically based, variable contributing area model of basin hydrology. *Hydrological Sciences Bulletin*, 24, 1, 43-69
URL: <http://dx.doi.org/10.1080/02626667909491834>
- BODAGHABADI, M. B.; SALEHI, M. H.; MARTINEZ-CASASNOVAS, J. A.; MOHAMMADI, J.; TOOMANIAN, N. u. BORUJENI, I. E. (2011): Using Canonical Correspondence Analysis (CCA) to identify the most important DEM attributes for digital soil mapping applications. *Catena*, 86, 1, 66-74
- BÖHNER, J. u. ANTONIĆ, O. (2009): Land-Surface Parameters Specific to Topo-Climatology. In: HENGL, T. u. REUTER, H.I. (Hrsg.): *Geomorphometry – Concepts, Software, Applications. Developments in Soil Science*, Bd. 33. Elsevier, Amsterdam u. a., 195-226
- BÖHNER, J. u. KÖTHE, R. (2003): Bodenregionalisierung und Prozessmodellierung: Instrumente für den Bodenschutz. *Petermanns Geographische Mitteilungen*, 147, 3, 72-82
- BREIMAN, L.; FRIEDMAN, J. H.; OLSHEN, R. A. u. STONE, C. J. (1984): *Classification and regression trees. The Wadsworth Statistics/Probability Series*. Wadsworth, Belmont, California, 358 S.
- CONRAD, O. (2007): SAGA - Entwurf, Funktionsumfang und Anwendung eines Systems für Automatisierte Geowissenschaftliche Analysen. Dissertation, Georg-August-Universität zu Göttingen. URL: <http://webdoc.sub.gwdg.de/diss/2007/conrad/conrad.pdf>
- CRUZ-CARDENAS, G.; ORTIZ-SOLORIO, C. A.; OJEDA-TREJO, E.; MARTINEZ-MONTOYA, J. F.; SOTELO-RUIZ, E. D. u. LICONA-VARGAS, A. L. (2011): Computer-assisted cartography using topographic properties: precision and accuracy of local soil maps in central Mexico. *R. Bras. Ci. Solo*, 35, 3, 683-691. URL: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-0683201100030003&lng=en&nrm=iso
- DEBELLA-GILO, M. u. ETZELMÜLLER, B. (2009): Spatial prediction of soil classes using digital terrain analysis and multinomial logistic regression modeling integrated in GIS: Examples from Vestfold County, Norway. *Catena*, 77, 1, 8-18
- DOZIER, F. u. FREW, J. (1990): Rapid Calculation of Terrain Parameters for Radiation Modeling from Digital Elevation Data. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 28, 5, 963-969. URL: <http://dx.doi.org/10.1109/36.58986>
- FAHRMEIR, L.; HAMERLE, A. u. TUTZ, G. (Hrsg.) (1996): *Multivariate statistische Verfahren*. 2. Aufl. Walter de Gruyter, Berlin u. a., 902 S.
- FISHER, R. A. (1936): The use of multiple measurements in taxonomic problems. *Annals of eugenics*, 7, 2, 179-188
- FLORINSKY, I. V. (2012): The Dokuchaev hypothesis as a basis for predictive digital soil mapping (on the 125th anniversary of its publication). *Eurasian Soil Science*, 45, 4, 445-451
- GIASSON, E.; FIGUEIREDO, S.; TORNQUIST, C. u. CLARKE, R. (2008): Digital soil mapping using logistic regression and terrain parameters for several ecological regions in southern Brazil. In: HARTEMINK, A. E.; McBRATNEY, A.; MENDONÇA-SANTOS, M. L. (Hrsg.): *Digital soil mapping with limited data*. Springer, Dordrecht u. a., 225-232
- GREVE, M. H.; KHEIR, R. B.; GREVE, M. B. u. BOCHER, P. K. (2012a): Quantifying the ability of environmental parameters to predict soil texture fractions using regression-tree model with GIS and LIDAR data: The case study of Denmark. *Ecological Indicators*, 18, 1-10

- GREVE, M. H.; KHEIR, R. B.; GREVE, M. B. u. BOCHER, P. K. (2012b): Using Digital Elevation Models as an Environmental Predictor for Soil Clay Contents. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 76, 6, 2116-2127
- HANNAPPEL, S. u. RIEK, W. (2011): Berechnung des Flurabstandes des oberflächennahen Grundwassers der Waldfläche Brandenburgs für hydrologisch typische Zeiträume. *Hydrologie und Wasserwirtschaft*, 55, 1, 4-15
- HÄRING, T.; DIETZ, E.; OSENSTETTER, S.; KOSCHITZKI, T. u. SCHROEDER, B. (2012): Spatial disaggregation of complex soil map units: A decision-tree based approach in Bavarian forest soils. *Geoderma*, 185, 37-47
- ILLES, G.; KOVACS, G. u. HEIL, B. (2011): Comparing and evaluating digital soil mapping methods in a Hungarian forest reserve. *Can. J. Soil Sci.*, 91, 4, 615-626
- JENNY, H. (1941): *Factors of soil formation: a system of quantitative pedology*. 1. Aufl. McGraw-Hill, New York, 281 S. (unveränderter Nachdruck, Dover Publications, New York, 1994)
- KASS, G. V. (1980): An Exploratory Technique for Investigating Large Quantities of Categorical Data. *Journal of the Royal Statistical Society. Series C (Applied Statistics)*, 29, 2, 119-127
URL: <http://www.jstor.org/stable/2986296>
- KHEIR, R. B.; BOCHER, P. K.; GREVE, M. B. u. GREVE, M. H. (2010): The application of GIS based decision-tree models for generating the spatial distribution of hydromorphic organic landscapes in relation to digital terrain data. *Hydrology and Earth System Sciences*, 14, 6, 847-857
- KÖTHE, R. (2007): *Expertise - Qualität des DGM25 von Brandenburg und durchgeführte Qualitätsverbesserungen*. Techn. Bericht, scilands GmbH, im Auftrag des Landesamtes für Bergbau, Geologie und Rohstoffe Brandenburg (LBGR)
- LGRB (1997): *Geologische Übersichtskarte des Landes Brandenburg 1:300000*. Landesamt für Geowissenschaften und Rohstoffe Brandenburg in Zusammenarbeit mit Landesvermessungsamt Brandenburg
- LGRB (2001): *Bodenübersichtskarte des Landes Brandenburg (BÜK) 1:300000*. Landesamt für Geowissenschaften und Rohstoffe Brandenburg
- MCBRATNEY, A.; MENDONÇA-SANTOS, M. u. MINASNY, B. (2003): On digital soil mapping. *Geoderma*, 117, 3-52. URL: [http://dx.doi.org/10.1016/S0016-7061\(03\)00223-4](http://dx.doi.org/10.1016/S0016-7061(03)00223-4)
- MÖLLER, M.; VOLK, M.; FRIEDRICH, K. u. LYMBURNER, L. (2008): Placing soil-genesis and transport processes into a landscape context: A multiscale terrain-analysis approach. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 171, 3, 419-430. URL: <http://dx.doi.org/10.1002/jpln.200625039>
- MOORE, I. D.; GRAYSON, R. B. u. LADSON, A. R. (1991): Digital terrain modelling: A review of hydrological, geomorphological, and biological applications. *Hydrol. Process.*, 5, 1, 3-30.
URL: <http://dx.doi.org/10.1002/hyp.3360050103>
- O'CALLAGHAN, J. F. u. MARK, D. M. (1984): The extraction of drainage networks from digital elevation data. *Computer Vision, Graphics, and Image Processing*, 28, 3, 323-344.
URL: [http://dx.doi.org/10.1016/S0734-189X\(84\)80011-0](http://dx.doi.org/10.1016/S0734-189X(84)80011-0)
- OKE, T. R. (1987): *Boundary layer climates*. 2. Aufl. Methuen, London, New York, 435 S.
- RENARD, K.; FOSTER, G.; WESSIES, G.; MCCOOL, D. u. YODER, D. (1996): *Predicting Soil Erosion by Water: A Guide to Conservation Planning With the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)*, Agriculture Handbook, Bd. 703. United States Department of Agriculture. URL: [http://www.techtransfer.osmre.gov/ntmainsite/Library/hbmanual/rusle/ah/s/do6\(7\)03.pdf](http://www.techtransfer.osmre.gov/ntmainsite/Library/hbmanual/rusle/ah/s/do6(7)03.pdf)
- RIEK, W.; KALLWEIT, R. u. RUSS, A. (2013): Analyse der Hauptkomponenten des Wärmehaushalts brandenburgischer Wälder auf der Grundlage von regionalen Klimaszenarien. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz*, 13, 17-32.
URL: <http://nbn-resolving.org/urn:nbn:de:0041-afsv-01350>
- RILEY, J. S.; DEGLORIA, S. D. u. ELLIOT, R. (1999): A Terrain Ruggedness Index that quantifies Topographic Heterogeneity. *Intermountain Journal of Sciences*, 5, 1-4, 23-27
URL: www.fw.msu.edu/~rileysh2/Terrain

- RUSS, A. (2015): Regionalisierung des Wasser- und Kohlenstoffhaushalts für die Waldfläche Brandenburgs – Entwicklung von Regionalisierungsansätzen unter besonderer Berücksichtigung der forstlichen Standortskarte. Dissertation, Technische Universität Berlin
- RUSS, A.; RIEK, W. u. WESSOLEK, G. (2013): Regionalisierung bodenphysikalischer Kennwerte auf Grundlage forstlicher Standortskarten. In: Ausgleichs- und Reaktorfunktionen von Waldböden im Stoff- und Wasserkreislauf - Gemeinsames Kolloquium des DBG-Arbeitskreises Waldböden, der Sektion Wald und Wasser im DVFFA und der Deutschen Hydrologischen Gesellschaft in Freiburg am 4. - 5. Oktober 2012. Freiburger Forstliche Forschung, Bd. 96., Freiburg, 113-127
- SCHULZ, R. (2003): Flächenbezogene Modelle zur Unterstützung der Forstlichen Standortskartierung im Niedersächsischen Bergland. Dissertation, Georg-August-Universität zu Göttingen
URL: <http://webdoc.sub.gwdg.de/diss/2003/schulz/schulz.pdf>
- SCHULZE, G. (1998): Anleitung für die forstliche Standortserkundung im nordostdeutschen Tiefland - (Standortserkundungsanleitung) SEA 95, Bd. D - Bodenformen-Katalog. 3. Aufl. Schwerin
- SEIBERT, J. u. MCGLYNN, B. L. (2007): A new triangular multiple flow direction algorithm for computing upslope areas from gridded digital elevation models. *Water Resour. Res.*, 43, 4, W04501-. URL: <http://dx.doi.org/10.1029/2006WR005128>
- SEIBERT, J.; STENDAHL, J. u. SØRENSEN, R. (2007): Topographical influences on soil properties in boreal forests. *Geoderma*, 141, 1-2, 139-148. URL: <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2007.05.013>
- WEISS, A. D. (2000): Topographic Position and Landforms Analysis. In: ESRI International User Conference, San Diego, CA, USA.
URL: [www.jennessent.com/downloads/tpi-poster-tnc/s\do6\(1\)8x22.pdf](http://www.jennessent.com/downloads/tpi-poster-tnc/s\do6(1)8x22.pdf)
- YOKOYAMA, R.; MICHIO, S. u. PIKE, R. J. (2002): Visualizing Topography by Openness: A New Application of Image Processing to Digital Elevation Models. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 68, 3, 257-265.
URL: <http://www.asprs.org/PE-RS-Journals-2002/PE-RS-March-2002.html>
- ZEVENBERGEN, L. W. u. THORNE, C. R. (1987): Quantitative analysis of land surface topography. *Earth Surf. Process. Landf.*, 12, 1, 47-56. URL: <http://dx.doi.org/10.1002/esp.3290120107>
- ZIRLEWAGEN, D. (2003): Regionalisierung bodenchemischer Eigenschaften in topographisch stark gegliederten Waldlandschaften, Freiburger Forstliche Forschung, Bd. 19., Eigenverlag FVA-Freiburg, 154 S.

Korrespondierender Autor:

Alexander Russ
Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde
Alfred-Möller-Straße 1
D-16225 Eberswalde
alexander.russ@hnee.de
www.hnee.de

Prof. Dr. Winfried Riek
Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde und Landeskompetenz-
zentrum Forst Eberswalde

Prof. Dr. Gerd Wessolek
Technische Universität Berlin

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 Ahrends, Henning Meesenburg, 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, Brusthöhdurchmesser 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.

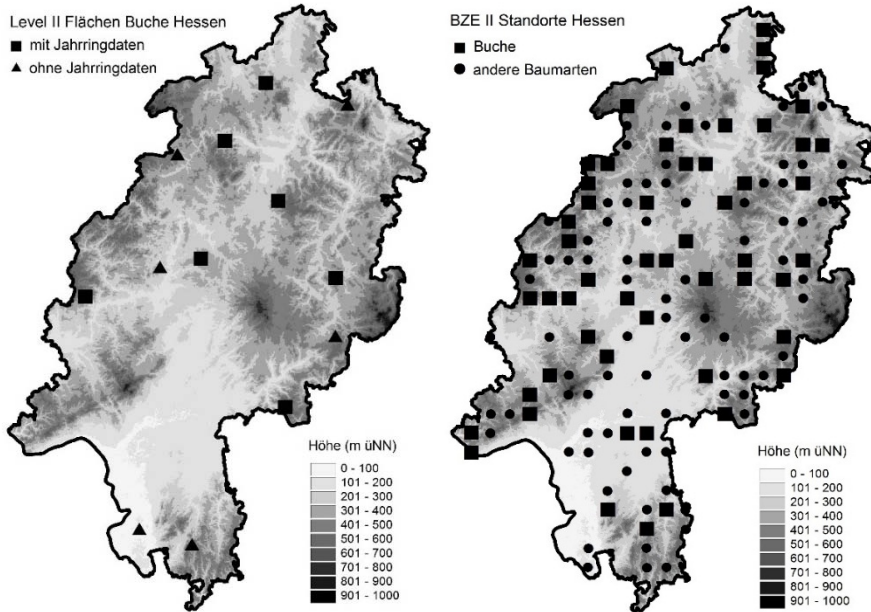


Abbildung 1: Lage der Untersuchungsstandorte: links Level II-Monitoringnetz, rechts Level I-Monitoringnetz (Programm Bodenzustandserhebung (BZE II))

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.

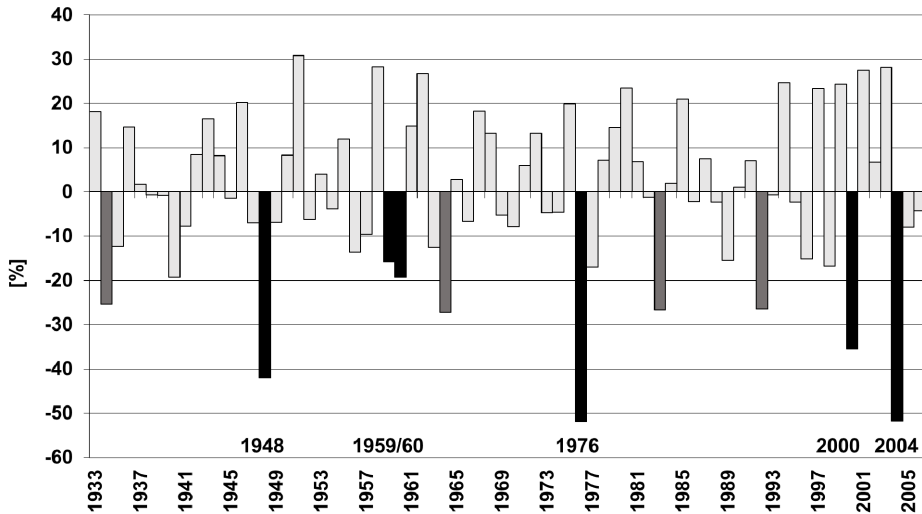


Abbildung 2: Abweichung der Jahringbreite von einem gleitenden 6-jährigen Mittelwert, dargestellt als Mittelwert von sieben bessischen Buchen-Intensiv-Monitoringflächen (Level II). Jahre mit besonders starken Wachstumseinbrüchen ($> 30\%$) sind schwarz hervorgehoben, Jahre mit starken Wachstumseinbrüchen ($> 20\% - 30\%$) 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 ETrel	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 (_mETrel) 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 Wasser-
verfügbarkeit 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.

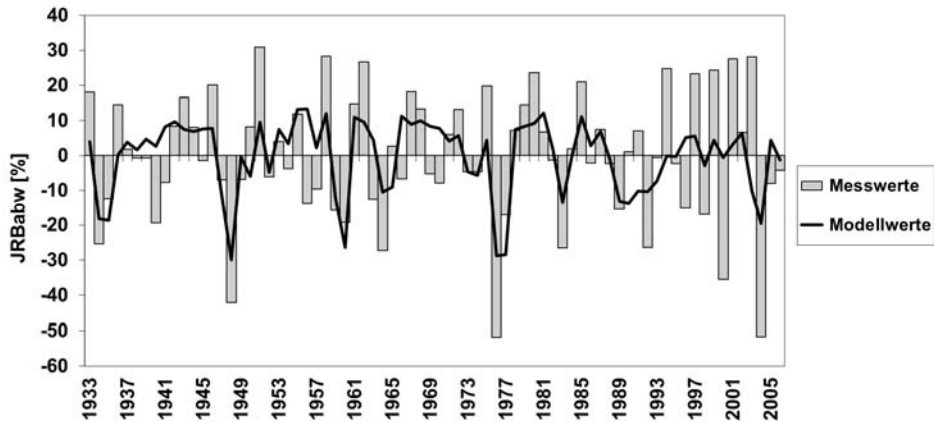


Abbildung 3: Abweichung der Jahrringbreite der Buche vom gleitenden 6-jährigen Mittelwert (JRBabw) zwischen 1933 und 2006 als Mittelwert für sieben hessische Level II-Flächen. Vergleich der Messwerte mit den Modellwerten.

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.

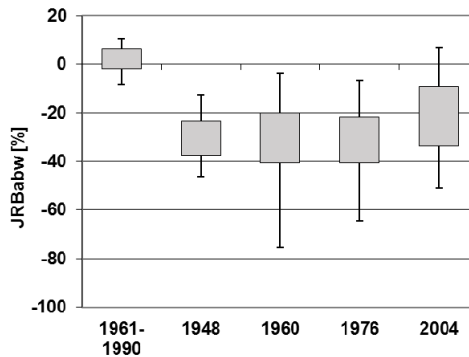


Abbildung 4: Modellierte Abweichung der Jahrringbreite (JRBabw) vom gleitenden 6-jährigen Mittelwert für 39 bessische Buchen-BZE II-Standorte während der Klimanormalperiode 1961 - 1990 und der Jahre 1948, 1960, 1976 und 2004

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.

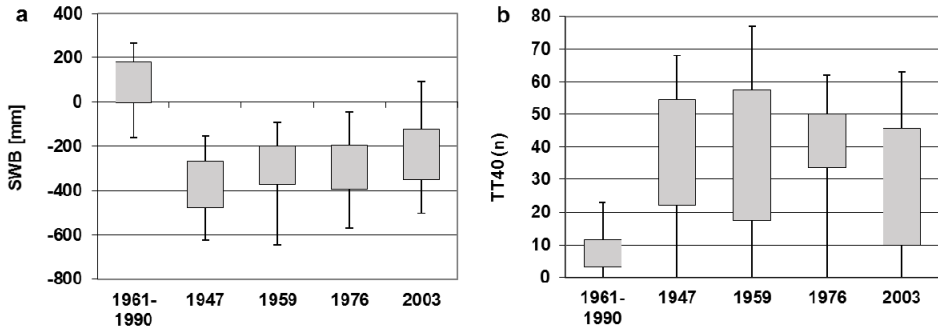


Abbildung 5: Ausgewählte klimatisch-hydrologische Trockenstressindikatoren für 55 hessische Buchen-BZE II-Standorte während der Klimanormalperiode 1961 - 1990 und der Trockenjahre 1947, 1959, 1976 und 2003; (a) Standortwasserbilanz der Vegetationsperiode (SWB); (b) Anzahl der niederschlagsfreien Tage 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 Trockenstressindikators 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.

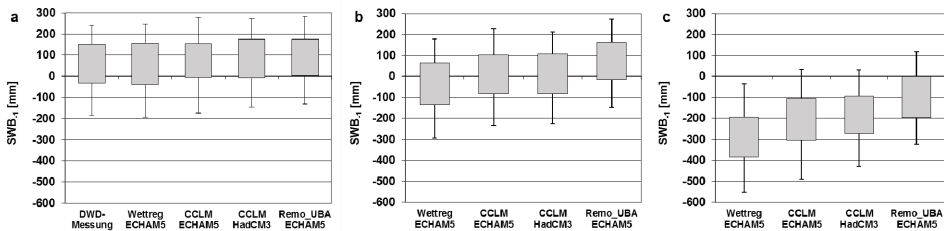


Abbildung 6: Standortwasserbilanz der Vegetationsperiode des Vorjahres (SWB₁) der 55 hessischen Buchen-BZE II-Standorte (statische Bestände). Klimamodellvergleich für die Klimaperioden 1971 - 2000 (a), 2021 - 2050 (b) und 2071 - 2100 (c). Für die Periode 1971 - 2000 sind zusätzlich die aus den DWD-Messwerten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

Bezüglich des Bodenfeuchteindicators 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.

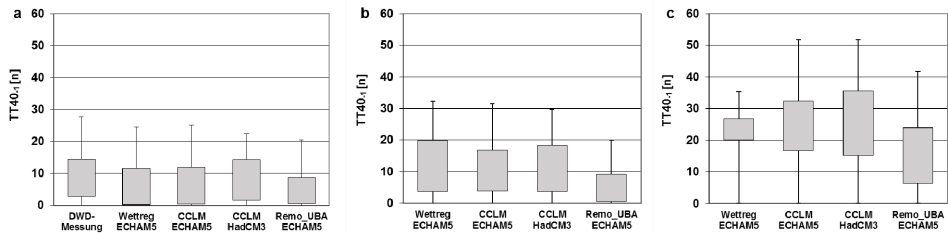


Abbildung 7: Anzahl der niederschlagsfreien Tage der Vegetationsperiode des Vorjahres mit pflanzenverfügbarem Bodenwassergehalt $< 0,4$ nFK ($TT40_{-1}$) der 55 hessischen Buchen-BZE II-Standorte (statische Bestände). Klimamodellvergleich für die Klimaperioden 1971 - 2000 (a), 2021 - 2050 (b) und 2071 - 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).

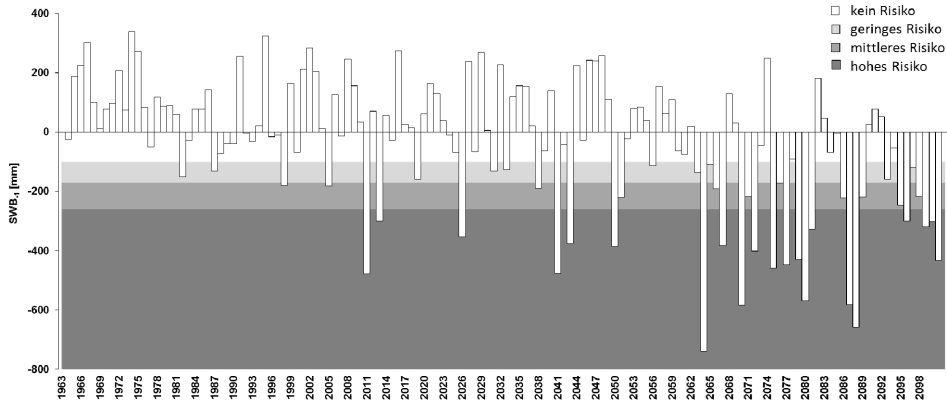


Abbildung 8: Zeitreihe der Standortwasserbilanz der Vegetationsperiode des Vorjahres (SWB_v) von 1963 bis 2100 als Medianwerte der 55 hessischen Buchen-BZE II-Standorte bei statischen Beständen (Klimamodell CCLM/ECHAM5). Die Risikostufen für Trockenstress (s. Kap. 4.2) sind farblich hervorgehoben.

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.

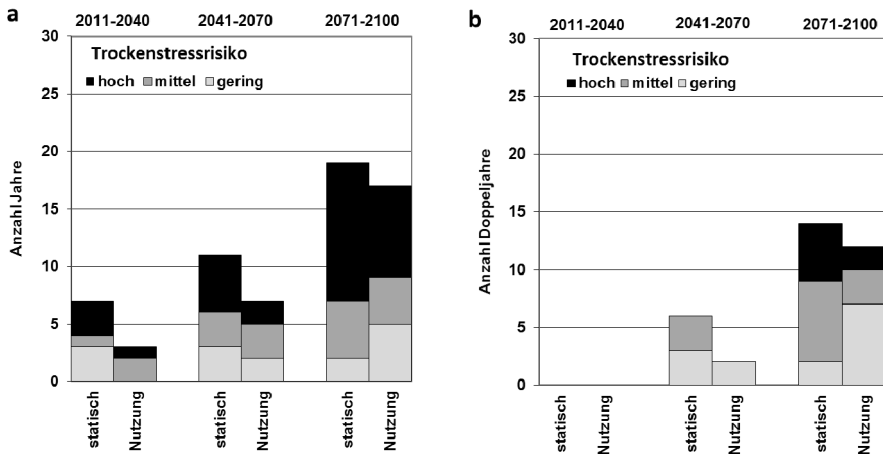


Abbildung 9: 30-Jahre-Wiederkehrhäufigkeit für drei Trockenstressrisikostufen der Standortwasserbilanz der Vegetationsperiode des Vorjahres (SWB.) beruhend auf Medianwerten der Buchen-BZE II-Standorte (Klimamodell CCLM/ECHAM5). Vergleich zwischen statischen Beständen und der Nutzung für verschiedene Klimaperioden: (a) Wiederkehrhäufigkeit einzelner Trockenstressrisikojahre, (b) Wiederkehrhäufigkeit von zwei aufeinanderfolgenden Trockenstressrisikojahren (Doppeljahre) (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 Trockenstressrisikos 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.; HRADETSKY, J. u. HRADETSKY, 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
- FRIEDRICH, 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
- FRIEDRICH, 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

Birte Scheler
 Dr. Jan Evers
 Dr. Uwe Paar
 Axel Noltensmeier
 Prof. Dr. Jürgen Nagel
 Prof. Dr. Hermann Spellmann
 Prof. Dr. Johannes Eichhorn

Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt

Einfluss von Steinkorrekturen hydraulischer Bodenkennwerte auf die Wasserhaushaltsmodellierung von Forststandorten mit hohem Steingehalt im Bodenprofil

The impact of correcting soil hydraulic properties for soil stone content on water balance modeling of forest sites with high stone contents in the soil profile

Martin Wegehenkel, Annette Wagner, Tiziana Amoriello, Stefan Fleck, Henning Meesenburg und Stephan Raspe

Zusammenfassung

Viele Forststandorte haben in ihren Bodenprofilen einen hohen Skelettgehalt durch einen sehr hohen Steinanteil. Diese Steingehalte beeinflussen die Bodenwasserspeicherung und -flüsse und müssen daher bei Modellrechnungen zum Wasserhaushalt berücksichtigt werden. Dieser Einfluss kann z. B. durch Steinkorrekturen der bodenhydraulischen Kennwerte beschrieben werden. In der vorgelegten Studie werden einfache Verfahren zur Steinkorrektur für skelettreiche Bodenprofile von vier Level II-Standorten angewendet und der Einfluss dieser Steinkorrekturen auf die Simulationsgüte von Wasserhaushaltsmodellen analysiert. Zur Einschätzung der

Simulationsgüte dienten die Vergleiche von an den Level II-Standorten gemessenen Bestandesniederschlägen, Tensionen und Bodenwassergehalten mit den entsprechenden Modell-Outputs.

Stichworte: Steinkorrektur, bodenhydraulische Kennwerte, Wasserhaushaltsmodellierung, Level II, Simulationsgüte, BROOK90, Hydrus-1D

Abstract

Many forest sites have a more or less high content of stones and rock fragments in their soil profiles which has a strong impact on soil water fluxes and soil water storage. For the application of soil water flux models at forest sites, this impact should be taken into account by, for instance, correcting soil hydraulic parameters for soil stone content. In our study, the impact of such stone corrections on the simulation performance of a physically based soil water flux model was analysed. The model performance was evaluated by comparing simulated with measured model outputs such as throughfall, pressure heads and soil water contents. These experimental data were obtained from four European Level II test sites.

Keywords: stone correction, soil hydraulic properties, water balance modelling, Level II, model performance, BROOK90, Hydrus-1D

1 Einleitung

Im Rahmen des Futmon-Projektes wurde an der Bayrischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft in Freising im Jahr 2010 ein Workshop zur Anwendung verschiedener forsthydrologischer Modelle durchgeführt (WAGNER 2011). Das Ziel dieses Workshops war die Einschätzung der Eignung dieser Modelle für Berechnungen zum Wasserhaushalt und Trockenstress von Forststandorten mit einfach verfügbaren Eingangsdaten. Diese Daten umfassten Meteorologie-, Boden- und Bestandesdaten und stammten von neun europaweit verteilten Level II-Standorten in Belgien, Deutschland, Finnland, Italien, der Schweiz und Slowenien. Zur Analyse der Modellqualität wurden gemessene und simulierte Modell-Outputs wie Bestandesniederschlag, Saugspannungen und volumetrische Bodenfeuchten verglichen und diese Vergleiche durch Performanceindizes wie z. B. das Bestimmtheitsmaß R^2 analysiert. Eine vollständige Zusammenfassung der Standorte und der Ergebnisse aller Modelle ist in WAGNER (2011) zu finden.

Einige dieser Standorte weisen in ihren Bodenprofilen hohe Steingehalte auf. Die Berücksichtigung des Einflusses dieser Steingehalte auf die Wasserflüsse im Boden ist daher für die Modellierung der Wasserflüsse und die Simulationsgüte des angewendeten Modells wichtig. In der vorgelegten Studie werden Ergebnisse für vier Level II-Standorte zur möglichen Verbesserung der Simulationsgüte durch einfache Steinkorrekturen der hydraulischen Funktionen für die Modellanwendung vorgestellt. Dabei werden die Ergebnisse dreier Standorte mit hohem Steingehalt im Profil mit einem Plot mit niedrigerem Steingehalt verglichen.

2 Material und Methoden

2.1 Standorte

Eine Übersicht über die in unserer Studie analysierten Level II-Standorte gibt Tabelle 1. Die ausgewählten Level II-Standorte variieren im Bereich der Baumarten, der Höhenlage und der eingesetzten Messtechnik.

Die automatischen Messungen von Bodenfeuchte und Saugspannung ergaben kontinuierliche Zeitreihen mit Tageswerten und ermöglichen eine gute Einschätzung der verwendeten Steinkorrekturen und Modelle.

Die Zeitreihen der gemessenen meteorologischen und bodenhydrologischen Parameter umfassten die Periode vom 1.1.1999 bis zum 31.12.2008 für die Solling-Standorte und für Freising. Für Monte Rufeno lagen kontinuierliche Messungen nur für den Zeitraum 2001 - 2008 vor. Zudem wurden umfangreiche Bodenprofildaten (Horizonte, Textur, Dichte, Corg etc.) und Bestandesparameter (Wuchshöhe, LAI, Phänologie etc.) zur Verfügung gestellt (WAGNER 2011).

Tabelle 1: Level II-Standorte (aus WAGNER 2011, verändert)

Standort	Solling	Solling	Freising	Monte Rufeno
Region	Deutschland/ Niedersachsen	Deutschland/ Niedersachsen	Deutschland/ Bayern	Italien/ Latio
Datenerheber	Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (AG Meesenburg/ Fleck et al.)	Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (AG Meesenburg/ Fleck et al.)	Bayerische Landes- anstalt für Wald und Forstwirtschaft (AG Wagner/Raspe)	The Agricultural Research Council (CRA, Tiziana Amoriello)
Höhe ü. NN	508 m	504 m	508 m	690 m
Jahresmittel- temperatur	7 °C	7 °C	8,3 °C	12 °C
Mittlerer Jahresnieder- schlag	1.213 mm	1.213 mm	860 mm	974 mm
Vegetation	Fichte (<i>Picea abies</i>)	Buche (<i>Fagus sylvatica</i>)	Eichen-Buchen- mischwald (<i>Quercus robur, Fagus sylvatica</i>)	Eiche (<i>Quercus cerris</i>)
Alter (Jahre)	127	162	170	49
Bodentyp	Parabraunerde- Braunerde podsoliert mit dichter Basis	Parabraunerde- Braunerde podsoliert mit dichter Basis	Braunerde- Parabraunerde	Braunerde
Auflage- horizont	Rohhumusartiger Moder, L-Of-Oh ca. 12 cm	Rohhumusartiger Moder, L-Of-Oh ca. 12 cm	L/Of ca. 1 cm	Of/Oh ca. 5 cm
Wurzeltiefe	100 cm	100 cm	140 cm	60 cm
Skelett	ab 100 cm von 57 % bis 90 %	ab 100 cm von 57 % bis 90 %	-	ab 65 cm > 80 %
Messungen	Saugspannung, Tensiometer in 10 cm, 20 cm, 40 cm, 100 cm, 180 cm Tiefe	Saugspannung, Tensiometer in 10 cm, 20 cm, 40 cm, 100 cm, 180 cm Tiefe	Bodenfeuchte mit TDR in 5 cm, 30 cm, 70 cm, 90 cm, 140 cm Tiefe	Bodenfeuchte mit TDR in 10 cm, 30 cm, 50 cm Tiefe

2.2 Modelle

In der Studie wurden die Modelle BROOK90 (FEDERER 1995) und Hydrus-1D (SIMUNEK et al. 2013) benutzt. Jedes Modell beinhaltet eine detaillierte Beschreibung eines bestimmten Segments in einem Waldökosystem. BROOK90 simuliert vor allem Evapotranspiration auf der Basis des Shuttleworth-Wallace-Ansatzes und Wasserhaushalt für homogene Waldbestände, während Hydrus-1D detailliert Wasser- und Stoffflüsse in der ungesättigten Bodenzone beschreibt. Im Vergleich zu BROOK90 ermöglicht Hydrus-1D zudem eine hoch aufgelöste räumliche Diskretisierung des

Bodenprofils und gilt als ein Standard in der physikalisch basierten Modellierung von Bodenwasserflüssen auf der Basis der RICHARDS-Gleichung. Diese hoch aufgelöste Diskretisierung des Profils ist für die Einbeziehung von organischen Auflagehorizonten in die Modellrechnungen wichtig. Im Gegensatz zu BROOK90 hat Hydrus-1D jedoch nur einfache Algorithmen zur Berechnungen der Evapotranspiration zur Verfügung, die vor allem für Waldbestände ungeeignet sind.

Daher wurde BROOK90 vor allem zur Berechnung der potenziellen Evapotranspiration, des Bestandesniederschlags und Schneeschmelzwasser verwendet. Diese Parameter dienten als Eingangsdaten und als obere atmosphärische Randbedingung für die Anwendung von Hydrus-1D. Vergleichbare Modellkombinationen wurden z. B. in den Studien von JANDL et al. (2002) und HERMAN et al. (2007) verwendet. Weitere Details zu den Modellen können FEDERER (1995) und SIMUNEK et al. (2013) entnommen werden.

2.3 Randbedingungen und Modellparametrisierung

Für die Anwendung von Hydrus-1D müssen die hydraulischen Funktionen Saugspannung versus Wassergehalt $h(\theta)$ und hydraulische Leitfähigkeit versus Saugspannung $K(h)$ parametrisiert werden. Dazu wurden die Parameter θ_s , θ_r , α und n der $h(\theta)$ - und $K(h)$ -Funktionen nach VAN GENUCHTEN (1980) und MUALEM (1976) aus gemessenen Wassergehalten bei Sättigung θ_{sat} , bei Feldkapazität θ_{fc} , und am Welkepunkt θ_{wp} (WAGNER 2011) mit dem Programm RECT (VAN GENUCHTEN et al. 1991) abgeleitet. Die gesättigte hydraulische Leitfähigkeit K_{sat} wurde über die Textur nach der FORSTLICHEN STANDORTSAUFNAHME (2003) abgeschätzt. Der Transpirationentzug durch den Bestand wurde mit der S-Shape-Funktion nach VAN GENUCHTEN (1987) mit Literaturwerten für die verschiedenen Baumarten mit den an den Standorten erhobenen Wurzeldichteprofilen parametrisiert und berechnet. Die Parameter wurden über eine einfache Stein-Korrektur von θ_{sat} , θ_{fc} , und θ_{wp} und K_{sat} nach

$$\theta_{sat,b} = \theta_{sat} \left(1 - \frac{\text{Steingehalt}}{100}\right) \quad (1)$$

umgerechnet. Hier ist $\theta_{sat,b}$ das steinkorrigierte Gesamtporenvolumen und der Steingehalt ist in % angegeben. $\theta_{fc,b}$ und $\theta_{wp,b}$ wurden in der gleichen Weise korrigiert. Die Steinkorrektur von K_{sat} wurde nach

$$\frac{K_{sat,b}}{K_{sat}} = \frac{2 \cdot (1 - Z2)}{(2 + Z2)} \quad (2)$$

durchgeführt. Hier ist Z2 der Steingehalt in Vol% und $K_{sat,b}$ ist die steinkorrigierte, gesättigte hydraulische Leitfähigkeit (BRAKENSIEK u. RAWLS 1994; COUSIN et al. 2003). Mit dem Programm RECT wurden steinkorrigierte $h(\theta)$ - und $K(h)$ -Funktionen aus $\theta_{sat,b}$, $\theta_{fc,b}$ und $\theta_{wp,b}$ berechnet. Daraus ergaben sich die steinkorrigierten Werte für $\theta_{s,b}$, $\theta_{r,b}$, α_b und n_b . Auf der Basis dieser verschiedenen hydraulischen Kennwerte wurden folgende Simulationen durchgeführt:

- Modellrechnungen Hydrus-1D mit unkalibrierten θ_s , θ_r , α , n und K_{sat} (= vGM ungefitted)
- Modellrechnungen Hydrus-1D mit unkalibrierten, steinkorrigierten $\theta_{s,b}$, $\theta_{r,b}$, α_b , n_b und $K_{sat,b}$ (= vGM ungefitted, steinkorrigiert)
- Modellrechnungen Hydrus-1D mit kalibrierten $\theta_{s,b,cal}$, $\theta_{r,b,cal}$, $\alpha_{b,cal}$, $n_{b,cal}$ und $K_{sat,b,cal}$ (= vGM gefitted)

Die Kalibrierung wurde auf der Basis gemessener Tensionen (Solling-Standorte) und Bodenwassergehalte (Monte Rufeno, Freising) mit der inversen Modellierungsroutine in Hydrus-1D durchgeführt (SIMUNEK et al. 2013). Die Anfangswerte für die Kalibrierung waren die steinkorrigierten Werte $\theta_{s,b}$, $\theta_{r,b}$, α_b , n_b und $K_{sat,b}$. Die Startwerte für die Modellrechnungen waren die Bodenwassergehalte bei Feldkapazität. Als obere atmosphärische Randbedingung für die Anwendung von Hydrus-1D wurden Tageswerte des Bestandesniederschlages und der potenziellen Evapotranspiration verwendet, die von BROOK90 berechnet wurden. Der Blattflächenindex LAI wurde zur Trennung zwischen Evaporation und Transpiration nach dem Ansatz von RITCHIE (1972) verwendet (s. Tab. 2).

Tabelle 2: Bestandesparameter (aus WAGNER 2011, verändert)

	Mittl. Höhe Stamm (m)	Alter Bestand 2009 (y*)	Durchwurzelungstiefe (cm)	Beginn Vegetationsperiode (DOY**)	Ende Vegetationsperiode (DOY)
Solling-Buche	29	162	100	132	263
Freising	33	170	140	124	312
Solling-Fichte	32	127	100	133	320
Monte Rufeno	15	49	60	90	283
	Min. LAI	Max. LAI	Beginn Max. LAI (DOY)	Ende Max. LAI (DOY)	Albedo
Solling-Buche	0	6,1	160	228	0,15
Freising	0	7,4	152	279	0,23
Solling-Fichte	5,4	6,7	161	263	0,10
Monte Rufeno	2,4	3,4	195	210	0,15

*y = year

**DOY = day of the year

Der jahreszeitliche Verlauf und die Tageswerte des LAI wurden durch lineare Interpolation zwischen Beginn der Vegetationsperiode und Beginn Max. LAI bzw. Ende Max. LAI und Ende der Vegetationsperiode berechnet.

3 Ergebnisse

Der Vergleich von gemessenen und simulierten Tages- (Solling und Freising) und Wochenwerten (Monte Rufeno) des Bestandesniederschlages für die Periode 1999 - 2008 bzw. 2001 - 2008 resultierte in Werte für R^2 zwischen 0,75 und 0,92.

Die anderen bei dem Vergleich eingesetzten Modelle zeigten für die Bestandesniederschläge an den vier Level II-Standorten Werte für R^2 zwischen 0,52 und 0,92 (WAGNER 2011). Die entsprechenden Jahressummen des Niederschlages für die vier Standorte liegen zwischen 493 und 1487 mm a^{-1} (s. Abb. 1). Ein Kriterium der Modellüberprüfung war die Simulation von Trockenstressphasen (WAGNER 2011). Daher wurden kürzere Perioden mit feuchten und sehr trockenen Jahren betrachtet. Für die Solling-Standorte und für Freising war das die Periode 2002 - 2006 mit den niedrigsten Jahresniederschlägen in 2003 mit 493 mm a^{-1} für Freising und zwischen 802 und 841 mm a^{-1} für den Solling (s. Abb. 1). Für den Standort Monte Rufeno wurde die Periode 2005 - 2008 mit dem niedrigsten Jahresniederschlag in 2007 mit 638 mm a^{-1} ausgewählt (s. Abb. 1). Die Einschätzung der Simulationsgüte durch den Vergleich gemessener Tensionen und Bodenwassergehalte mit den Modellrechnungen auf der Basis von R^2 wurden für die gesamten Perioden 1999 - 2008 bzw. 2001 - 2008 durchgeführt.

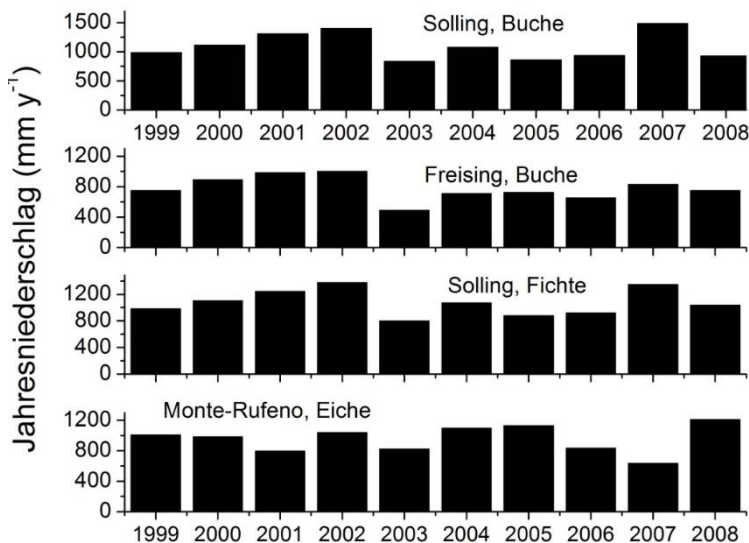


Abbildung 1: Jahressummen des Niederschlages von 1999 - 2008 für den Solling, Freising und Monte Rufeno

Die Anwendung unkalibrierter, aber steinkorrigierter $h(\theta)$ - und $K(h)$ -Funktionen (vGM ungefitted, steinkorrigiert) führte bei den Modellrechnungen für den Standort Solling-Buche insbesondere für den Bereich 0-20 cm zu einer deutlichen Anhebung der Simulationsgüte im Vergleich zu den Ergebnissen der Modellrechnungen mit unkalibrierten $h(\theta)$ - und $K(h)$ -Funktionen ohne Steinkorrektur (vGM ungefitted) (s. Tab. 3a).

Tabelle 3: Bestimmtheitsmaß R^2

Depth	vGM ungefitted	vGM ungefitted, steinkorrigiert	vGM gefitted, steinkorrigiert
a) Solling-Buche, Vergleich der gemessenen mit simulierten Tensionen, 1999 - 2008			
10 cm	0,35	0,60	0,49
20 cm	0,12	0,60	0,55
40 cm	0,18	0,28	0,49
100 cm	0,44	0,50	0,61
180 cm	0,34	0,38	0,32
b) Freising, Vergleich der gemessenen mit simulierten Bodenwassergehalten, 1999 - 2008			
5 cm	0,36	-	0,72
30 cm	0,74	-	0,82
70 cm	0,67	-	0,82
90 cm	0,75	-	0,80
140 cm	0,72	-	0,75
c) Solling-Fichte, Vergleich der gemessenen mit simulierten Tensionen, 1999 - 2008			
10 cm	0,49	0,54	0,53
20 cm	0,54	0,57	0,62
40 cm	0,54	0,54	0,54
100 cm	0,47	0,55	0,48
180 cm	0,38	0,43	0,32
d) Monte Rufeno-Eiche, Vergleich der gemessenen mit simulierten Bodenwassergehalten, 2001 - 2008			
10 cm	0,61	0,70	0,71
30 cm	0,62	0,72	0,76
50 cm	0,68	0,66	0,73

In den anderen Tiefen lagen die so simulierten Tensionen trotz Steinkorrektur in den Sommermonaten noch deutlich unter den gemessenen Werten (s. Abb. 2). Daher war hier die Verbesserung der Simulationsgüte nicht so hoch wie bei den oberen Messtiefen (s. Tab. 3a). Eine weitere Verbesserung der Simulationsgüte durch die Kalibrierung der $h(\theta)$ - und $K(h)$ -Funktionen konnte nur für die Tiefen 40 cm und 100 cm erreicht werden (s. Tab. 3a). Auf dem Workshop lagen die entsprechenden Werte für R^2 für alle getesteten Modelle zwischen 0,27 und 0,49 (WAGNER 2011).

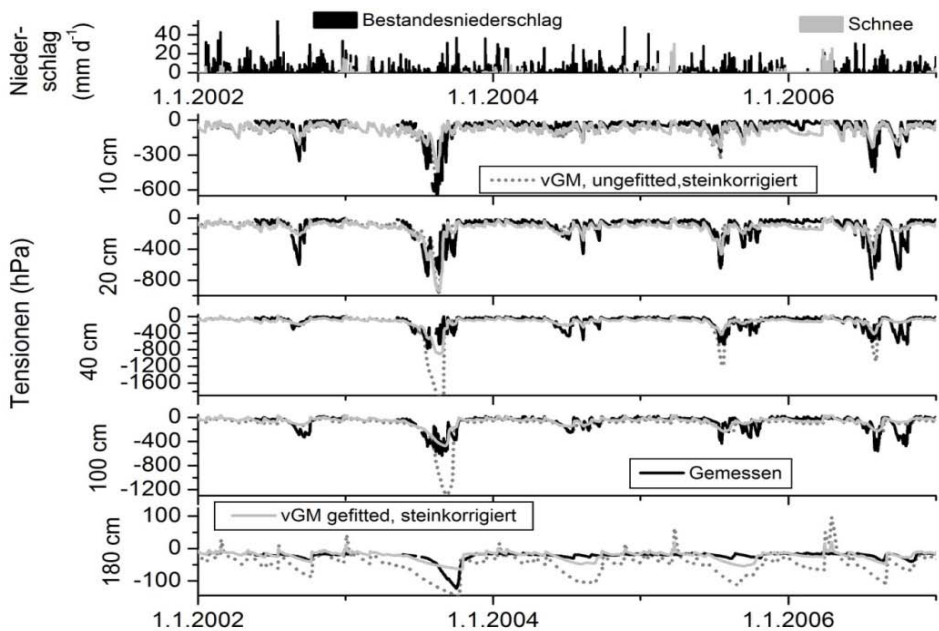


Abbildung 2: Tageswerte Niederschlag sowie gemessene und simulierte Tensionen in verschiedenen Bodentiefen, 2002 - 2006, Solling-Buche

Bei dem Standort Freising führte die Anwendung der kalibrierten $h(\theta)$ - und $K(h)$ -Funktionen (vGM gefitted) ebenfalls zu einer Verbesserung der Simulationsgüte für die Bodenwassergehalte, insbesondere in 5 cm (s. Tab. 3b) und in 140 cm Tiefe (s. Abb. 3). In 5 cm Tiefe wurde die zeitliche Dynamik der gemessenen Bodenwassergehalte von allen Modellanwendungen jedoch etwas überschätzt (s. Abb. 3). Im Rahmen der auf dem Workshop präsentierten Ergebnisse für den Buchenstandort Freising lagen die Werte für R^2 zwischen 0,33 und 0,54 (WAGNER 2011).

Die Anwendung von Steinkorrekturen und Kalibrierung der $h(\theta)$ - und $K(h)$ -Funktionen führte am Fichtenstandort im Solling nur zu einer im Vergleich mit den Buchenstandorten im Solling und in Freising geringen Verbesserung der Simulationsgüte (s. Abb. 4 u. Tab. 3a-c). Auf dem Workshop lag der Wert von R^2 für Solling-Fichte bei 0,18 (WAGNER 2011).

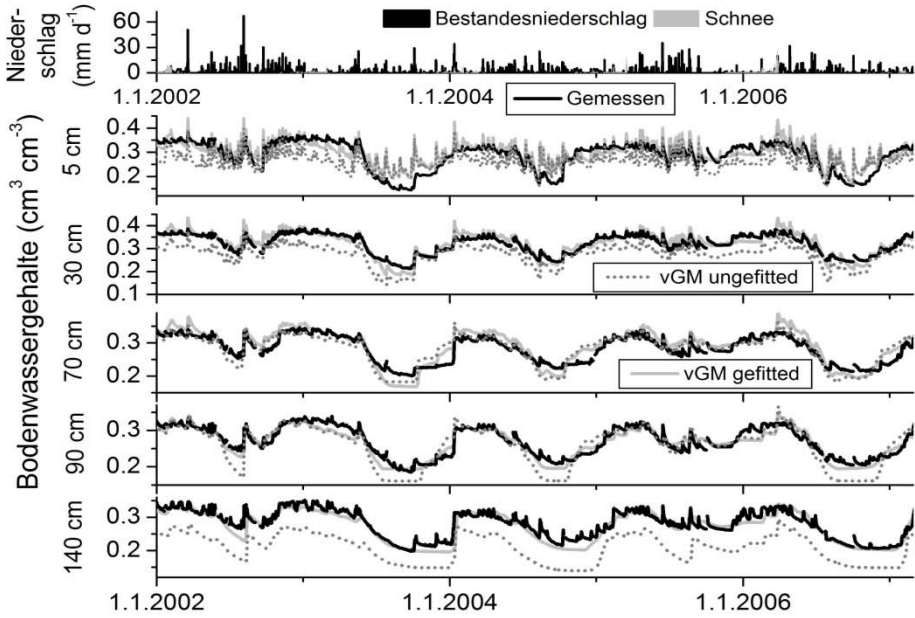


Abbildung 3: Tageswerte Niederschlag sowie gemessene und simulierte Bodenwassergehalte in verschiedenen Bodentiefen, 2002 - 2006, Freising

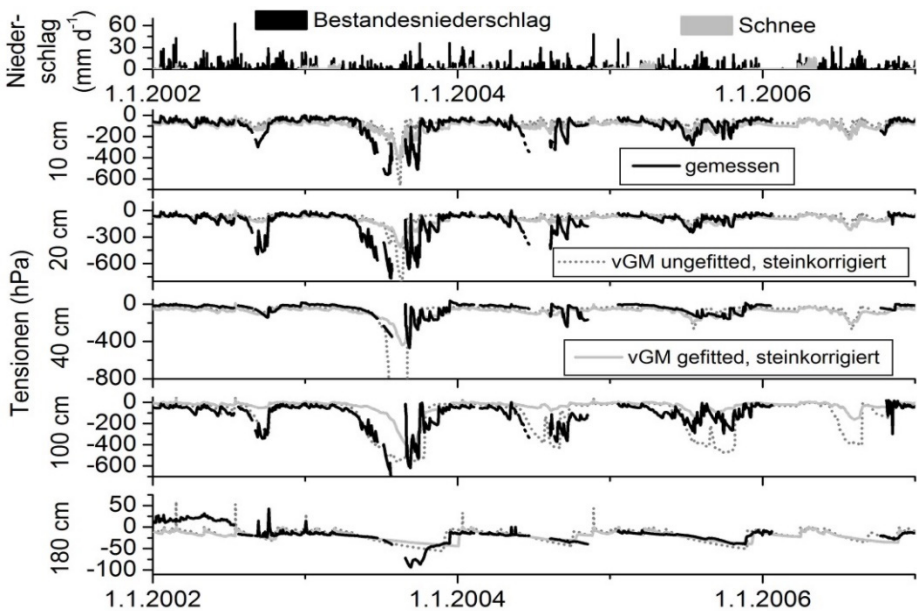


Abbildung 4: Tageswerte Niederschlag sowie gemessene und simulierte Tensionen in verschiedenen Bodentiefen, 2002 - 2006, Solling-Fichte

Auf dem Plot Monte Rufeno mit dem Eichenbestand führten Steinkorrektur und Kalibrierung der $h(\theta)$ - und $K(h)$ -Funktionen bei den entsprechenden Modellrechnungen ebenfalls zu einer Verbesserung der Simulationsgüte. Trotz vergleichsweise hoher Werte für R^2 unterschätzten alle Modellanwendungen die hohe zeitliche Dynamik der gemessenen Bodenwassergehalte insbesondere in 30 cm und 50 cm Tiefe (s. Tab. 3d u. Abb. 5). Entsprechende Modellrechnungen auf dem Workshop 2010 zeigten für Monte Rufeno ein R^2 zwischen 0,59 und 0,78 (WAGNER 2011).

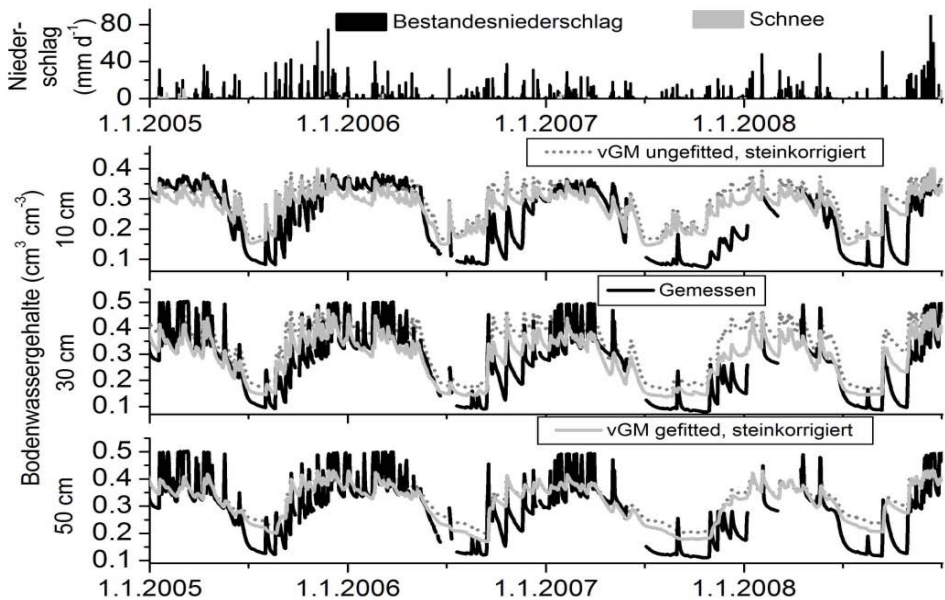


Abbildung 5: Tageswerte Niederschlag sowie gemessene und simulierte Bodenwassergehalte in verschiedenen Bodentiefen, 2005 - 2008, Monte Rufeno

4 Schlussfolgerungen

Die in der Studie verwendeten Steinkorrekturen der $h(\theta)$ - und $K(h)$ -Funktionen führte zu z. T. erheblichen Verbesserungen der Simulationsgüte der verwendeten Modelle. Am Standort Solling-Fichte waren nur geringe Verbesserungen der Simulationsgüte zu erkennen. Daher müssen hierzu noch weitere Studien durchgeführt werden.

Literatur

- BRAKENSIEK, D. L. u. RAWLS, W. J. (1994): Soil containing rock fragments: effects on infiltration. *Catena*, 23, 99-110
- COUSIN, I; NICOLLAUD, B. u. COUTADEUR, C. (2003): Influence of rock fragments on the water retention and water percolation in a calcareous soil. *Catena*, 53, 97-114
- FEDERER C. A. (1995): BROOK90 manual: a simulation model for evaporation, soil water and streamflow, Version 3.1. USDA
- FORSTLICHE STANDORTSAUFNAHME (2003): Begriffe, Definitionen, Einteilungen, Kennzeichnungen, Erläuterungen / bearb. u. zsgest. vom „Arbeitskreis Standortskartierung“ in der „Arbeitsgemeinschaft Forsteinrichtung“. 6. Aufl. Eching bei München, IHW-Verlag, 2003, 352 S.
- HERMAN, F.; SMIDT, S.; BUTTERBACH-BAHL, K.; ENGLISCH, M.; GEBETSROITHER, E.; JANDL, R.; KATZENSTEINER, K.; LEXER, M.; STREBL, F. u. ZECHMEISTER-BOLTENSTERN, S. (2007): Modeling of Nitrogen Dynamics in an Austrian Alpine Forest Ecosystem on Calcareous Soils: A Scenario-Based Risk Assessment under Changing Environmental Conditions. *TheScientificWorldJOURNAL*, 7(S1), 159-165
- JANDL, R.; SPÖGLER, H.; SIMUNEK, J. u. HENG, L. K. (2002): Simulation of Soil Hydrology and Establishment of a Nitrogen Budget of a Mountain Forest. *Environmental Science and Pollution Res.*, Special Issue 2, 42-45
- MUALEM, Y. (1976): A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. *Water Resour. Res.*, 12, 3, 513-522
- RITCHIE, J. T. (1972): Model for predicting evaporation from a row crop with incomplete cover. *Water Resour. Res.*, 8, 5, 1204-1213
- SIMUNEK, J.; SEJNA, M.; SAITO, H.; SAKAI, M. u. VAN GENUCHTEN, M. (2013): The Hydrus-1D-Software Package for simulating the one-dimensional movement of water, heat and multiple solutes in variably saturated media Version 4.1. Department of Environmental Sciences, University of California Riverside, 281 S.
- VAN GENUCHTEN, M. (1980): A closed form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 44, 892-898
- VAN GENUCHTEN, M. T.; LEIJ, F. J. u. YATES, S. R. (1991): The RETC Code for Quantifying the Hydraulic Functions of Unsaturated Soils, Version 1.0. EPA Report 600/2-91/065, U.S. Salinity Laboratory, USDA, ARS, Riverside, California
- VAN GENUCHTEN, M. (1987): A numerical model for water and solute movement in and below the root zone. Research Report No 121, U.S. Salinity laboratory, USDA, ARS, Riverside, California
- WAGNER, A. (2011): The FutMon Water Budget Model Comparison Action FutMon C1-Met-29 (BY) Report, 106 S.

Korrespondierender Autor:

Dr. Martin Wegehenkel

Zentrum für Agrarlandschaftsforschung e.V., Institut für Landschaftssystemanalyse

Eberswalder Straße 84

D-15374 Müncheberg

mwegehenkel@zalf.de

Annette Wagner

Deutscher Wetterdienst, Meteorologisches Observatorium Hohenpeißenberg

Tiziana Amoriello

CRA Experimental Institute for Plant Nutrition/Italien

Dr. Stefan Fleck

Henning Meesenburg

Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt

Dr. Stephan Raspe

Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft

Beiträge aus der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt

Band

- 1 (2007) **Clusterstudie Forst und Holz Niedersachsen.** Burkhard Rüther, Jan Hansen, Agatha Ludwig, Hermann Spellmann, Jürgen Nagel, Bernhard Möhring, Matthias Dieter. 92 S.
- 2 (2008) **Die Waldkiefer – Fachtagung zum Baum des Jahres 2007.** Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (Hrsg.). 98 S.
- 3 (2008) **Ergebnisse angewandter Forschung zur Buche.** Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (Hrsg.). 343 S.
- 4 (2008) **Ergebnisse des westdeutschen IUFRO-Küstentannen-Provenienzversuches im Alter 27.** Hans-Martin Rau, Armin König, Wolfhard Ruetz, Hendrik Rumpf, Egbert Schönfelder. 62 S.
- 5 (2010) **Fichtenherkuntsversuch von 1962 und IUFRO-Fichtenherkuntsversuch von 1972. Ergebnisse von mehr als 30-jähriger Beobachtung in Deutschland.** Mirko Liesebach, Hans-Martin Rau, Armin O. König. 467 S.
- 6 (2011) **Kohlenstoffstudie Forst und Holz Niedersachsen.** René Würdehoff, Hermann Spellmann, Jan Evers, Jürgen Nagel. 92 S.
- 7 (2012) **Das digitale Luftbild. Ein Praxisleitfaden für Anwender im Forst- und Umweltbereich.** Arbeitsgruppe Forstlicher Luftbildinterpreten (Hrsg.). 84 S.
- 8 (2012) **Züchtung und Ertragsleistung schnellwachsender Baumarten im Kurzumtrieb. Erkenntnisse aus drei Jahren FastWood, ProLoc und Weidenzüchtung. Fachtagung vom 21. bis 22.09.2011 in Hann. Münden.** Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (Hrsg.). 430 S.
- 9 (2012) **SILVAQUA – Auswirkungen forstlicher Bewirtschaftungsmaßnahmen auf den Zustand von Gewässern in bewaldeten Einzugsgebieten am Beispiel der Oker im Nordharz.** Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (Hrsg.). 226 S.
- 10 (2013) **Waldentwicklungsszenarien für das Hessische Ried. Entscheidungsunterstützung vor dem Hintergrund sich beschleunigt ändernder Wasserhaushalts- und Klimabedingungen und den Anforderungen aus dem europäischen Schutzgebietssystem Natura 2000.** Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (Hrsg.). 397 S.

Band

- 11 (2014) **Waldwachstumskundliche Softwaresysteme auf Basis von TreeGrOSS – Anwendung und theoretische Grundlagen.** Jan Hansen, Jürgen Nagel. 224 S.
- 12 (2015) **Synopse der Hauptmerkmale der forstlichen Standortskartierungsverfahren der Nordwestdeutschen Bundesländer.** Wolfgang Schmidt, Volker Stüber, Thomas Ullrich, Uwe Paar, Jan Evers, Klaus Dammann, Thomas Hövelmann, Marcus Schmidt. 136 S.
- 13 (2015) **Pilotstudie zu den lokalen Auswirkungen des Klimawandels auf die Forstwirtschaft in ausgewählten Regionen Sachsen-Anhalts.** Stefan Fleck, Matthias Albert, Pavel Plašil, Ralf Nagel, Johannes Sutmöller, Bernd Ahrends, Matthias Schmidt, Jan Evers, Jan Hansen, Marc Overbeck, Wolfgang Schmidt, Hermann Spellmann, Henning Meesenburg. 221 S.
- 14 (2016) **Gefährdungen der Ökosystemdienstleistungen von Wäldern. Fachtagung vom 9. bis 10. Oktober 2014 in Göttingen.** Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (Hrsg.). 193 S.

Alle Bände der „Beiträge der NW-FVA“ sind auch als freie Onlineversion über die Homepage der NW-FVA (www.nw-fva.de), des Verlags sowie über den Göttinger Universitätskatalog (GUK) bei der Niedersächsischen Staats- und Universitätsbibliothek Göttingen (<http://www.sub.uni-goettingen.de>) erreichbar. Es gelten die Lizenzbestimmungen der Onlineversion.

Umwelteinflüsse beeinflussen die Ökosystemdienstleistungen von Wäldern in unterschiedlicher Weise. Während in den letzten Jahrzehnten des vorigen Jahrhunderts vorwiegend die Einträge versauernder und eutrophierender Stoffe betrachtet wurden, rücken zunehmend die Folgen des bereits zu beobachtenden und des erwarteten Klimawandels in den Fokus. Auf der Tagung „Gefährdungen der Ökosystemdienstleistungen von Wäldern“ wurden insbesondere die Gefährdungen der Wasserdienstleistungen und Regulationsfunktionen von Wäldern durch Umwelteinflüsse und entsprechende Anpassungsstrategien diskutiert. In diesem Band werden ausgewählte Vorträge und Posterbeiträge der Tagung veröffentlicht. Der Band richtet sich insbesondere an Wissenschaftler und Praktiker aus den Bereichen Umweltmonitoring, Forsthydrologie, Waldbau und Standortskunde.



GEORG-AUGUST-UNIVERSITÄT
GÖTTINGEN

ISBN: 978-3-86395-275-4
ISSN: 1865-6994

Universitätsdrucke Göttingen