

4 Wasserhaushaltssimulationen und Klimadaten

Bernd Ahrends¹, Paul Schmidt-Walter¹, Stefan Fleck¹, Michael Köhler¹,
Wendelin Weis²

¹ *Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Abt. Umweltkontrolle*

² *Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Abt. Boden und Klima*

4.1 Einleitung und Problemstellung

Wesentliche Prozesse des Stoffhaushaltes, wie z.B. Mineralisierung, Nitrifikation, Denitrifikation und Verwitterung sind eng mit dem Wasserhaushalt verknüpft (Sverdrup & Warfvinge 1993, Boyer et al. 2006, Bonten et al. 2011). Aber auch für die Berechnung der Austragsraten von Calcium, Magnesium und Kalium mit dem Sickerwasser müssen die aus den 1:2 Extrakten abgeschätzten Lösungskonzentrationen mit Sickerwasserraten multipliziert werden (vgl. Kapitel 8). Zur Berechnung von Verwitterungsraten mit dem bodenchemischen Modell PROFILE (Sverdrup & Warfvinge 1993) werden schichtbezogene Informationen zum Bodenwassergehalt benötigt, die einfache Modellansätze zur Berechnung der Sickerwasserausträge (TUB-BGR-Verfahren: Wessolek et al. 2009, MetHyd: Bonten et al. 2011, Wasserbilanzen: McCabe & Markstrom 2007) nicht bereitstellen. Daher werden die Wassergehalte bei der Parametrisierung von PROFILE häufig nur sehr grob abgeschätzt. Sverdrup et al. (1990) empfehlen als erste Näherung einen Standardwert von $0,2 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ für Waldböden. Für eine stärkere Berücksichtigung von bodenartenspezifischen Unterschieden wird in der Modell-Dokumentation von PROFILE 4.2 (Deutsche Version) die Verwendung der nutzbaren Feldkapazität empfohlen (Becker 1999). Die Verwendung der nutzbaren Feldkapazität als Proxy für den Bodenwassergehalt kann insbesondere in niederschlagsärmeren Regionen und Substraten mit geringen Speicherkapazitäten zu einer erheblichen Überschätzung der Verwitterungsraten führen. Eine solche Fehleinschätzung der Wassergehalte hätte erhebliche Auswirkungen, da der Wassergehalt ein bestimmender Modellparameter ist (Jönsson et al. 1995, Hodson et al. 1996, Dultz 2001). Da PROFILE neben Sickerwasserraten und Bodenwassergehalten auch Angaben zum Bestandesniederschlag benötigt, bietet es sich an, das prozessorientierte forsthydrologische Simulationsmodell LWF-Brook90 (Hammel & Kennel 2001, Federer et al. 2003) für eine integrative Betrachtung des Wasserhaushaltes zu verwenden. In LWF-Brook90 basiert der Wasserfluss im Boden auf der Richards-Gleichung. Kennel (1998) überprüfte die Gültigkeit des Modells anhand von langen Zeitreihen von Wasserbilanzen aus bewaldeten Einzugsgebieten in Bayern und Hessen. Das Modell ist gut an mitteleuropäische Verhältnisse angepasst (Schultze et al. 2005) und hat seine Anwendbarkeit auf zahlreichen unterschiedlichen Standorten und für verschiedene Baumarten unter Beweis gestellt (Armbruster et al. 2004, Wellpott et al. 2005, Schwärzel et al. 2009, Bauwe et al. 2013). Bei geeigneter Modellparametrisierung können sowohl der Verlauf des Bodenwassergehalts (Weis et al. 2013) als auch die z.B. durch Xylemflussmessungen ermittelten Transpirationsraten (Baumgarten et al. 2014) gut wiedergegeben werden. Die im Folgenden beschriebenen Ausführungen be-

ziehen sich vorwiegend auf die Modellparametrisierung für eine bundesweite standorts- und baumartenspezifische Modellierung des Bodenwasserhaushaltes. Hierbei wurde ein besonderes Augenmerk auf die Ableitung des Blattflächenindices (LAI) gelegt, da es sich hierbei um einen besonders wichtigen Modellparameter handelt (Wellpott et al. 2005). Des Weiteren wird im Folgenden detailliert die Kopplung mit PROFILE beschrieben.

4.2 Material und Methoden

4.2.1 Modellparametrisierung von Brook90

4.2.1.1 Klimadaten

Getrieben wurde das Modell mit Hilfe von auf die Punkte der BZE II regionalisierten DWD-Klimadaten (Niederschlag, Minimaltemperatur, Maximaltemperatur, Dampfdruck, Windgeschwindigkeit, Sonnenscheindauer) in täglicher Auflösung. Hierzu kamen von Köhler et al. (2015) geprüfte Verfahren zum Einsatz (Abb. 4.1).

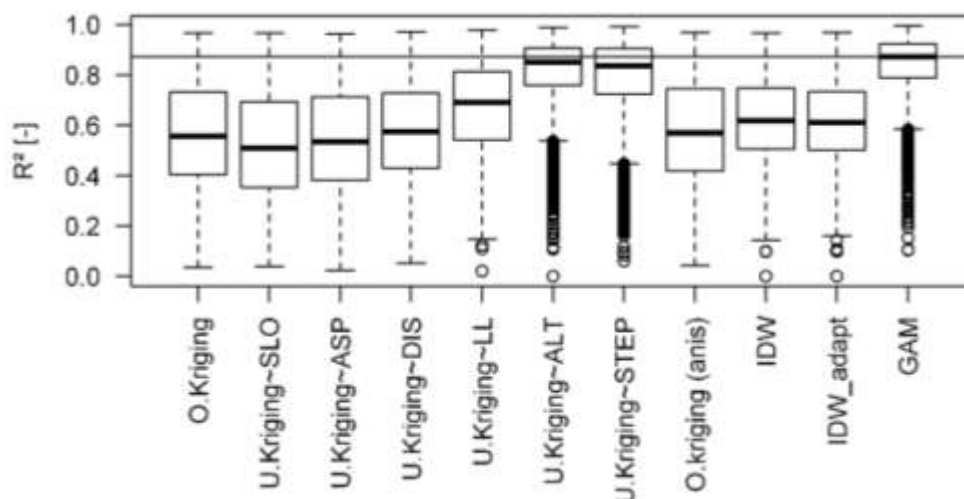


Abb. 4.1: Boxplots des mittleren täglichen Bestimmtheitsmaßes (R^2) der Vorhersagen von Tagesmitteltemperaturen für verschiedene Interpolationsverfahren (10-fache Kreuzvalidierung für die Jahre 2003–2013). Methoden: ordinary kriging (O. Kriging), universal kriging mit Kovariablen (U. Kriging mit Hangneigung (SLO), Exposition (ASP), Entfernung zur nächsten Küstenlinie (DIS), Luv/Lee-Effekt (LL), Höhe ü. NHN (ALT), automatisierte Modellschätzung aus allen Kovariablen (STEP), ordinary kriging mit anisotropischem Variogramm (anis), inverse Distanzwichtung ohne (IDW) bzw. mit automatischer Anpassung des Exponenten (IDW_adapt), generalisiertes additives Modell (GAM).

Dabei wurden für einen Testzeitraum von Anfang 2003 bis Ende 2013 für alle Niederschlags- und Klimastationen im Zuständigkeitsbereich der NW-FVA, also den Bundesländern Schleswig-Holstein, Niedersachsen, Sachsen-Anhalt und Hessen, inklusive einer 50 km Randzone (≈ 200 Klima- und ≈ 900 Niederschlagsstationen) entsprechende Messwerte

tagesweise mit verschiedenen Verfahren interpoliert und die Vorhersagegenauigkeit dabei mit einer 10-fachen Kreuzvalidierung überprüft. Die Interpolationsmethoden inverse distance weighting (IDW), ordinary und universal kriging (mit und ohne anisotropischen Variogrammen bzw. mit verschiedenen Kovariablen) und generalized additive models (GAMs; Wood 2006) wurden dabei anhand der gängigen Gütemaße mittlerer Quadratwurzelfehler (RMSE), mittlerer Fehler (ME) und Bestimmtheitsmaß (R^2) verglichen. Die Modelle wurden mit den R-Funktionen `autoKrige.cv` (R-Paket „*automap*“), `krige.cv` (R-Paket „*gstat*“), `estimateParameters` (R-Paket „*intamap*“) und `gam` (R-Paket „*mgcv*“) automatisiert geschätzt. Die Berechnung der Gütemaße erfolgte mit der Funktion `gof` (R-Paket „*hydroGOF*“). Die von Köhler et al. (2015) vorgestellte Methodenevaluation wurde dabei noch durch die Überprüfung der Interpolationsergebnisse an Messdaten des Level-II-Messnetzes ergänzt, um abzuschätzen, wie gut Vorhersagen von Wetterdaten in bewaldeten Regionen möglich sind. Im Folgenden werden die Ergebnisse des Methodenvergleiches beispielhaft für Tagesmitteltemperaturen und Niederschlag dargestellt.

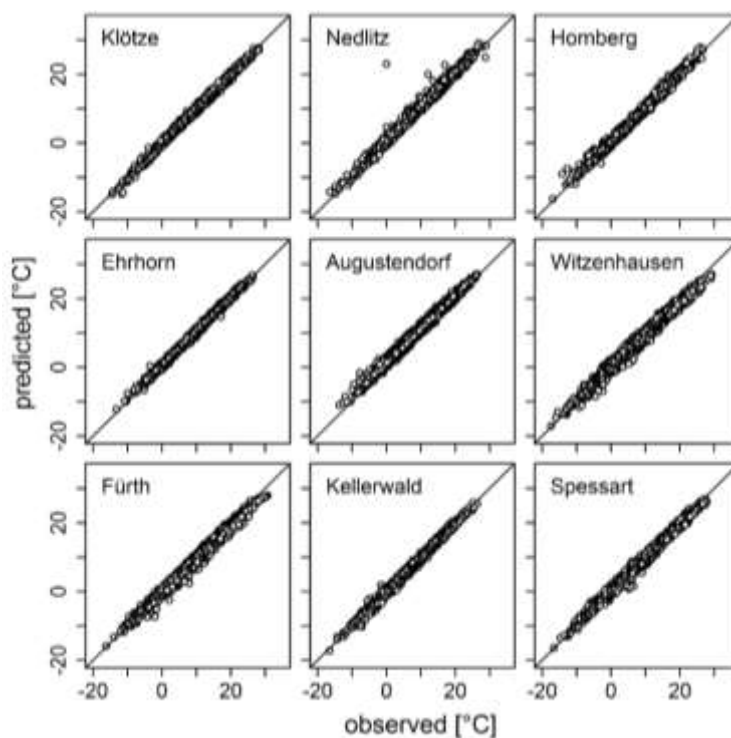


Abb. 4.2: Mit generalisierten additiven Modellen vorhergesagte Tagesmitteltemperaturen (predicted) und zugehörige Messwerte (observed) verschiedener Level-II-Flächen (2300–4000 Mess-tage pro Station). Die Diagonale entspricht der 1:1-Linie.

GAMs mit Glättungstermen für Koordinaten (zweidimensional) und Höhe über Normalhöhennull (NHN) erwiesen sich in der zehnfachen Kreuzvalidierung der Messdaten an den Klimastationen als die besten Schätzer für Tagesmitteltemperaturen (RMSE = 0,53 °C, $R^2 = 0,87$; Mediane von Gütemaßen aus $N = 4018$ Tagen; Abb. 4.1). GAMs konnten nicht-

lineare Zusammenhänge zwischen Messwerten von Kovariablen besser abbilden als universal kriging, das nur (lokale) lineare Trends berücksichtigt. Die Jahresmitteltemperatur wurde nur an ca. 15 von 170 Stationen um mehr als 5 % über- oder unterschätzt. Schlechtere Modellanpassungen finden sich insbesondere bei wechselhaften Wetterlagen mit rascher Abfolge von Sonnenschein, Bewölkung und Regen.

Die Vorhersage von Tagesmitteltemperaturen an neun Level-II-Plots erreichte ebenfalls sehr hohe Gütemaße (RMSE = 0,79 °C, $R^2 = 0,99$; Mittelwerte der Gütemaße über $N = 9$ Stationen mit je ≈ 2300 –4000 Messtagen pro Station, Abb. 4.2).

Für die Größen Minimal- und Maximaltemperatur und Dampfdruck wurden unter Verwendung desselben Modells ähnliche Gütemaße erzielt. Die Windgeschwindigkeit wurde ebenfalls mit GAM-Modellen mit den Kovariablen Höhe über NHN, Distanz zur Küste und Luv/Lee-Effekt (siehe Kapitel 7) regionalisiert, allerdings wurden dabei weniger gute Anpassungen erreicht (RMSE = 1,24 m s^{-1} , $R^2 = 0,48$; Mediane von Gütemaßen aus $N = 4018$ Tagen).

Bei der Interpolation von Niederschlägen hingegen war ordinary kriging den GAM-Modellen überlegen, sowohl in der Vorhersagegenauigkeit als auch in Stabilität und Geschwindigkeit (RMSE = 0,79 mm, $R^2 = 0,65$; Mediane der Gütemaße über $N = 4018$ Tage, Abb. 4.3).

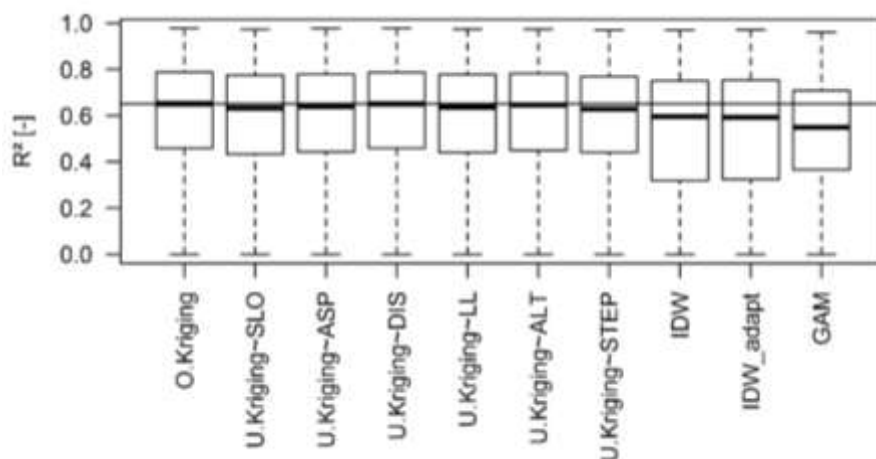


Abb. 4.3: Boxplots des mittleren täglichen Bestimmtheitsmaßes (R^2) der Vorhersagen von täglichen Niederschlagssummen für verschiedene Interpolationsverfahren (10-fache Kreuzvalidierung für die Jahre 2003–2013). Abkürzungen siehe Abb. 4.1.

Wie häufig in der Literatur beschrieben, gab es kaum Zusammenhänge zwischen täglichem Niederschlag und Topographie (Kebaili & Chebbi 2009, Hengl et al. 2013), weshalb universal kriging auch kaum vom ordinary kriging differierte. Eine log-Transformation der Daten resultierte ebenfalls in keiner Verbesserung der Schätzung, da die Interpolation log-transformierter Daten bei der Rücktransformation zu systematischer Verzerrung der Daten führte und Ausreißer im Ergebnis verstärkte (Verworn & Haberlandt 2011). Der aggregierte

Jahresniederschlag für die Jahre 2003–2013 wurde jährlich bei etwa 80 % der Stationen um weniger als 10 % über- oder unterschätzt. Stärkere Abweichungen waren besonders an den Küstenlinien, für Stationen in Städten und für exponierte Berglandstationen zu finden. Eine generelle Tendenz zu systematischer Über- oder Unterschätzung der Jahressummen war nicht feststellbar.

Tägliche Niederschläge an sechs Level-II-Plots wurden mit $RMSE = 2,55$ mm und $R^2 = 0,64$ geschätzt (Mittelwerte der Gütemaße von 6 Stationen mit je ≈ 2800 –4000 Mess-tagen pro Station). Diese Gütemaße wurden durch Unterschiede im täglichen Aggregierungszeitraum zwischen DWD und einigen Level-II-Flächen beeinflusst. Die kumulierten Niederschläge an Level-II-Plots wurden jährlich um ≈ 10 –50 mm überschätzt (Abb. 4.4).

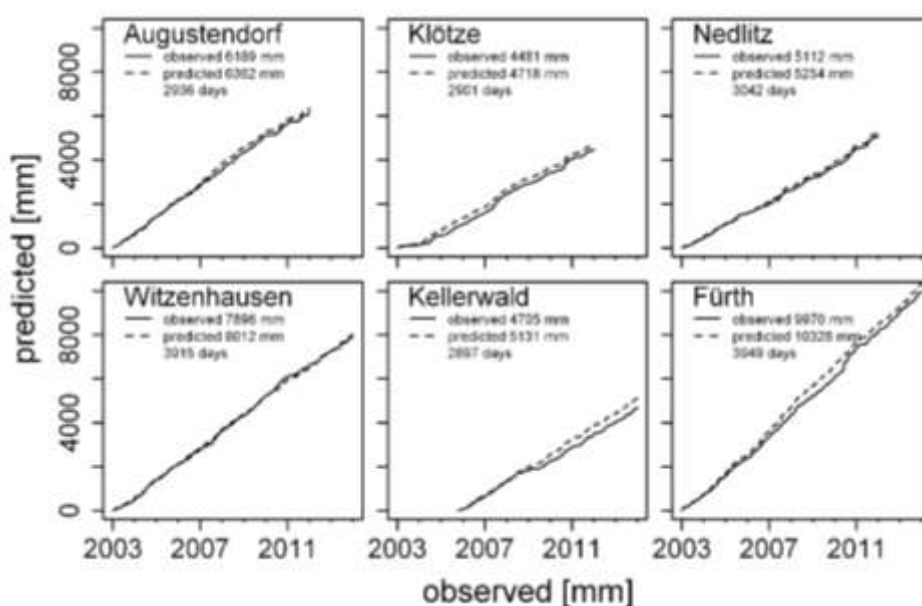


Abb. 4.4: Vorhersagen von täglichen Niederschlägen mit ordinary kriging (predicted) und zugehörige Messwerte (observed) für verschiedene Level-II-Flächen (2800–4000 Messtage pro Station).

Grund einer möglichen systematischen Überschätzung könnten die unterschiedlichen Ansprüche an Messflächen und -geräte sowie Entfernungen zu Hindernissen (Regenschatten von Bäumen) zwischen DWD und Level-II-Messungen sein, was sich aber bei der geringen Stichprobenanzahl nicht abschließend klären lässt.

Die Sonnenscheindauer wurde am besten mit ordinary kriging und anisotropischen Variogrammen geschätzt ($RMSE = 0,89$ Stunden, $R^2 = 0,78$; Mediane der Gütemaße über $N = 4018$ Tage), folglich wurde das Modell ebenfalls auf die BZE II-Punkte angewandt.

4.2.1.2 Bodenparameter

4.2.1.2.1 Van-Genuchten-Parameter

Da zur Parametrisierung der hydraulischen Funktionen von LWF-Brook90 nur vereinzelt Messdaten für BZE-Standorte vorlagen, wurde auf Pedotransferfunktionen (PTF) zurückgegriffen. Diese ermöglichen die Abschätzung der Parameter für die Retentions- und Leitfähigkeitsfunktionen aus den gemessenen bodenphysikalischen Parametern (Bodenart, Trockenrohddichte und Humusgehalt). In LWF-Brook90 ist eine Vielzahl unterschiedlicher PTF zur Parameterschätzung der Bodenwasserretentionsfunktion nach van Genuchten (van Genuchten 1980) implementiert. Basierend auf der Evaluierung von PTF durch von Wilpert et al. (2016) wurden die Parameter nach DIN 4220 (2008) ermittelt. Der Parameter m wurde als $1-1/n$ festgelegt. Die gesättigte Leitfähigkeit nach Mualem (1976) wurde mit der PTF von Puhmann & von Wilpert (2011) geschätzt und der Tortuositätsparameter auf 0,5 gesetzt. Zur Ableitung der hydraulischen Eigenschaften der Horizonte des Auflagehumus wurde die in LWF-Brook90 implementierte PTF nach Hammel & Kennel (2001) verwendet.

4.2.1.3 Bestandesspezifische Parameter

Ein bedeutsamer Parameter bei der Ermittlung der potentiellen Evapotranspiration in LWF-Brook90 ist die maximale Stomataleitfähigkeit ($g_{l_{\max}}$, Wellpott et al. 2005). In Anlehnung an White et al. (2000) und basierend auf Reviews von Kelliher et al. (1995), Körner (1995) und Schulze et al. (1994) wurde baumartenunabhängig ein $g_{l_{\max}}$ von 6 mm s^{-1} verwendet.

4.2.1.3.1 Feinwurzelverteilung

Die kontinuierliche Feinwurzelverteilung wurde anhand der verfügbaren Geländeansprachen mit dem bei von Wilpert et al. (2016) beschriebenen Ansatz an den einzelnen BZE-Profilen ermittelt. Dieser Ansatz beruht auf einer Zusammenhangsanalyse zwischen der Feinwurzelichte und Bodeneigenschaften (Hartmann & von Wilpert 2014).

4.2.1.3.2 Blattflächenindex (LAI) und Stammflächenindex (SAI)

Der für Transpiration und Interzeptionsverdunstung wichtige Blattflächenindex (LAI) und die zur Interzeptionsverdunstung beitragende benetzbare Rindenoberfläche (SAI) wurden aus Daten (Baumartenzusammensetzung, Bestandshöhe, Stammzahl, Mitteldurchmesser) entsprechender Waldinventuren an den Punkten der BZE II (HBI bzw. BWI^2 für Bayern) berechnet. Zur Herleitung des Rindenflächenindex (SAI) aus den Einzelbaumdaten der harmonisierten Bestandesinventur (HBI) wurden die allometrischen Funktionen von Hammel & Kennel (2001) verwendet, die zwischen Laub- und Nadelbäumen unterscheiden.

Zur Herleitung des LAI existieren baumartenspezifische allometrische Schätzfunktionen, die auf ertragskundlichen Bestandesdaten beruhen. Einige dieser Funktionen wurden anhand der vorliegenden Bestandesdaten und LAI-Messungen von Level-II-Flächen aus Bayern,

Rheinland-Pfalz, Hessen, Niedersachsen, Sachsen-Anhalt und Schleswig-Holstein überprüft. Dabei wurden als Validierungsdaten nur LAI-Werte akzeptiert, die im Falle von Laubbäumen durch direkte Messung der Blattfläche an der innerhalb eines Jahres heruntergefallenen Laubstreu ermittelt wurden. Die Laubstreu wurde im Zeitraum vom ersten Mai eines Jahres bis zum dreißigsten April des Folgejahres in regulär 12 Streusammlern durch 4-wöchentliche (im Herbst 2-wöchentliche) Leerung der Sammler gesammelt, getrocknet und gewogen. Das Gesamtgewicht wurde über die Gesamtfläche der Sammler auf die Grundfläche des Bestandes hochgerechnet. Das Gesamtgewicht der Laubstreu eines Jahres wurde mittels Blattflächenmessung an einer repräsentativen Anzahl von Einzelblättern in die Gesamtblattfläche des Kronendachs umgerechnet (Fleck et al. 2016b). Im Falle von Nadelbäumen wurden die Validierungsdaten ausschließlich mit dem LAI-2000- bzw. LAI-2200-Messsystem gewonnen.

Durch Anwendung dieser beiden Methoden lagen für die Baumart Fichte (Fi) 14 LAI-Messwerte mit Bestandesdaten vor, für Kiefer (Ki) 16 LAI-Messwerte, für Buche (Bu) 41 und für Eiche (Ei) 10 LAI-Messwerte aus jeweils bis zu sieben Jahren. Folgende allometrische Funktionen zur Herleitung der Blattfläche (LA) eines Einzelbaumes wurden verglichen:

(1) Die Funktionen nach Hammel & Kennel (2001) – hier steht D für den Brusthöhen-durchmesser in cm und f für das Verhältnis projizierte Blattoberfläche zu allseitiger Blattoberfläche.

$$LA = (a_1 D + a_2 D^2 + a_3 D^3) \times f \quad (4.1)$$

(2) Verschiedene im EU-Projekt Futmon empirisch überprüfte allometrische Funktionen zur Herleitung der Blattmasse aus BHD (D [cm]) und Höhe (H [m]), die mit einer baumartenspezifischen Blattfläche (SLA [$\text{m}^2 \text{kg}^{-1}$]) multipliziert werden (Weis et al. (2012); $SLA_{Fi,Ki} = 2,46$, $SLA_{Bu} = 16,92$, $SLA_{Ei} = 12,97$):

$$LA_{Fi} = SLA e^{-58,36 + 2,63 \ln D + 32,8 \ln H - 5,112(\ln H)^2} \quad (4.2)$$

$$LA_{Ki, Bu, Ei} = SLA x_1 D^{x_2} H^{x_3} \quad (4.3)$$

(3) Auf dem Ansatz nach Law et al. (2001) basierende Gruppe von Schätzfunktionen:

$$LA = \frac{M_{lit} \cdot (1 + F_{abs}) \cdot SLA}{F_t} \quad (4.4)$$

wobei M_{lit} die jährliche Blatt-/Nadelstreufallmenge [$\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$], F_{abs} der anteilige Masseverlust der Blätter bei der Abszission [-] und t die jährliche Blattumsatzrate [a^{-1}] ist.

In dieser Grundgleichung wurden von Ahrends et al. (2010a) die Streufallmodelle nach Ahrends et al. (2010b) implementiert, sodass sich folgende Gleichung ergibt:

$$LA = \frac{e^{b_0 + b_1 \ln D} \cdot (1 + F_{abs}) \cdot SLA}{F_{t,0}} \quad (4.5)$$

wobei D [cm] der BHD des Baums ist und $F_{t,0}$ [a^{-1}] die Umsatzrate der Blätter/Nadeln bei einer Jahresmitteltemperatur von 0°C beschreibt. Die spezifischen Blattflächen [$\text{m}^2 \text{kg}^{-1}$] betragen: $SLA_{Fi} = 4,48$, $SLA_{Ki} = 4,4$, $SLA_{Bu} = 21,29$, $SLA_{Ei} = 15,6$, $SLA_{Lae} = 4,53$.

(4) Eine allometrische Funktion zur Abschätzung der Nadelmasse bei Fichte nach Wirth et al. (2004), multipliziert mit der spezifische Blattfläche für Fichte ($SLA_{Fi} = 4,48 \text{ m}^2 \text{kg}^{-1}$):

$$LA_{Fi} = SLA_{Fi} e^{-0,58133+3,63845 \ln D + -0,21336 (\ln D)^2 + -2,77755 \ln H + 0,4654 (\ln H)^2 + -0,4294 \ln A} \quad (4.6)$$

wobei D der BHD [cm], H die Baumhöhe [m] und A das Baumalter [a] beschreibt.

(5) Eine altersabhängige Nadelmassen-Schätzfunktion für Kiefer von Cienciala et al. (2006), multipliziert mit der spezifischen Blattfläche für Kiefer ($SLA_{Ki} = 4,4 \text{ m}^2 \text{kg}^{-1}$):

$$LA_{Ki} = SLA_{Ki} e^{0,44143+1,64624 \ln D + -0,97201 \ln H + 0,05622 \ln A} \quad (4.7)$$

mit D als BHD [cm], H als Baumhöhe [m] und A als Baumalter [a].

(6) Eine Blattmassenschätzfunktion nach Wutzler et al. (2008), multipliziert mit der spezifische Blattfläche für Buche ($SLA_{Bu} = 21,29 \text{ m}^2 \text{kg}^{-1}$)

$$LA_{Bu} = SLA_{Bu} (0,0377 D^{2,43} H^{-0,913}) \quad (4.8)$$

mit D als BHD [cm] und H als Baumhöhe [m].

(7) Eine Streufallschätzfunktion nach Ahrends et al. (2010b), multipliziert mit der spezifischen Blattfläche ($SLA_{Ei} = 15,6 \text{ m}^2 \text{kg}^{-1}$):

$$LA_{Ei} = SLA_{Ei} e^{-4,451+1,918 \log(D)} \quad (4.9)$$

mit D als BHD [cm].

Zur Berechnung des LAI aus der Blattfläche des Einzelbaumes wurde jeweils die berechnete Blattfläche (m^2) mit der Stammzahl je ha multipliziert und durch die Bezugsfläche (10000 m^2) geteilt. Die verwendeten artspezifischen Koeffizienten können der folgenden Tab. 4.1 entnommen werden.

Tab. 4.1: Verwendete Koeffizienten zur Ermittlung der Blattflächenindices mit Hilfe der Schätzfunktionen nach den Gleichungen 4.1–4.3 und 4.5–4.8.

	Fichte	Kiefer	Buche	Eiche	Lärche
a_1	2,875	1,548	2,374	1,406	1,174
a_2	0,148	0,078	0,191	0,188	0,046
a_3	0	0	0,0019	0,0014	0,0007
f	0,4	0,4	0,5	0,5	0,4
x_1	-	0,4458	0,0377	0,0377	-
x_2	-	1,702	2,43	2,43	-
x_3	-	-0,9535	-0,913	-0,913	-
b_0	-4,293	-4,32	-3,715	-4,451	-4,239
b_1	1,614	1,462	1,682	1,918	1,614
F_{abs}	0	0	0,15	0,15	0
$F_{t,0}$	0,125	0,125	1	1	0,125

4.2.1.4 Sonstige Modellparameter

Im Unterschied zu den Berechnungen in von Wilpert et al. (2016) wurden in Anlehnung an Baumgarten et al. (2014) die Abflussparameter so gewählt, dass der Matrixfluss dominiert und schneller Abfluss an der Bodenmatrix nur bei Wassersättigung in der jeweiligen Tiefenstufe erfolgen konnte. Hierdurch wurden die Tiefenprofile für Bodenwassergehalte und Sickerwasserflüsse plausibler. Nach Hammel & Kennel (2001) kann der Wasserfluss in der Bodenmatrix physikalisch hinreichend genau und mit unabhängig bestimmbar Parametern abgebildet werden. Diese Kriterien sind für den in LWF-Brook90 implementierten Ansatz zur Behandlung von schnellem Wasserfluss noch nicht erfüllt (Hammel & Kennel 2001). Ein möglicher Grundwassereinfluss wurde in den Simulationen nicht berücksichtigt.

4.2.2 Modellkopplung mit PROFILE

Das bodenchemische Modell PROFILE benötigt als Eingangsparameter den volumetrischen Bodenwassergehalt in m^3 Wasser pro m^3 Boden (Sverdrup & Warfvinge 1993) der betrachteten Bodenschicht, wobei nur das pflanzenverfügbare Wasser berücksichtigt werden soll (Alveteg 2006). Da in PROFILE intern eine Umrechnung der Bodenwassergehalte auf eine Bodenfeuchtesättigung erfolgt (Alveteg 1998) und LWF-Brook90 nur den Wassergehalt in der Feinerde (THETA) bzw. die Wassermenge pro Tiefenstufe ausgibt, ist vorab eine Korrektur der Wassergehalte um den Skelettgehalt notwendig. Entsprechend wurden die Simulationsergebnisse von LWF-Brook90 folgendermaßen in den für PROFILE notwendigen Modellinput umgerechnet:

$$SWC_{PR} = (THETA_{BR} - TWT) \cdot (1 - SK) \quad (4.10)$$

mit SWC_{PR} : Bodenwassergehalt für Profile [$\text{m}^3 \text{m}^{-3}$], $THETA_{BR}$: Wassergehalt im Feinboden von LWF-Brook90 [$\text{m}^3 \text{m}^{-3}$], SK : volumetrischer Skelettanteil [$\text{m}^3 \text{m}^{-3}$], TWT : Totwassergehalt im Feinboden [$\text{m}^3 \text{m}^{-3}$]. TWT wurde aus der van Genuchten-Gleichung und den mit den Pedotransferfunktionen ermittelten van Genuchten-Parametern wie folgt abgeleitet:

$$TWT = \frac{1}{((1 + (\alpha \cdot 10^{4,2})^n))^m} \cdot (\theta_s - \theta_r) + \theta_r \quad (4.11)$$

In dieser Gleichung ist TWT der volumetrische Totwassergehalt [$\text{m}^3 \text{m}^{-3}$], θ_s [$\text{m}^3 \text{m}^{-3}$] und θ_r [$\text{m}^3 \text{m}^{-3}$] sind der Sättigungs- und Residualwassergehalt, a [hPa^{-1}], n und m (mit $m = 1-1/n$) sind empirische Formparameter der Funktion. Die generierten Kenngrößen (Bestandesniederschlag, Sickerung, Wassergehalt) werden für den Zeitraum von 2000 bis 2010 jährlich an PROFILE übergeben. Dementsprechend erfolgen mit PROFILE für einen BZE II-Punkt 11 Simulationen, um die durch den Wasserhaushalt verursachte Variabilität abzubilden. Auf einigen Standorten und in einzelnen Jahren, wenn das Modell insgesamt kapillaren Aufstieg aus tieferen Bodenschichten berechnete, wurden mit LWF-Brook90 negative Sickerwassermengen ermittelt. Da PROFILE mit negativen Werten keine Berechnungen durchführen kann, wurden in Anlehnung an das Critical Loads Manual (CLRTAP 2016) alle Sickerwasserraten, die kleiner als 10 mm waren, einheitlich auf 10 mm gesetzt. Dies erfolgte mit der Begründung, dass auch unter solchen Bedingungen Perioden innerhalb eines Jahres auftreten, in denen ein nach unten gerichteter Sickerwasserfluss stattfindet (CLRTAP 2016).

4.3 Ergebnisse

4.3.1 Blattflächenindex

Tab. 4.2 zeigt die statistischen Kenngrößen für die Evaluierung von bestehenden Schätzfunktionen zur Ableitung des LAI anhand von Bestandesparametern. Je nach Baumart und Funktionstyp zeigen sich z.T. starke (RMSE) und systematische Abweichungen (MR) von den gemessenen LAI-Werten. Auffällig ist weiterhin, dass je nach Baumart jeweils andere Funktionstypen die gemessenen Werte besser abbilden können. Entsprechend wurden die in Tab. 4.2 gekennzeichneten Funktionen für die Schätzung des LAI's verwendet, um eine möglichst geringe Abweichung zwischen den aus allometrischen Funktion berechneten und gemessenen LAI-Werten zu erreichen. Bei Kiefer wurde Gleichung 4.4 und nicht Gleichung 4.7 verwendet, da letztgenannte bei Testsimulationen mit Ertragstafeln insbesondere in Jungbeständen unrealistisch hohe Werte lieferte. Der geringere RMSE und der geringere Bias sprechen ebenfalls für die Verwendung der Gleichung 4.4 bei Kiefer.

Die mit den ausgewählten Schätzmodellen (vgl. Tab. 4.2) berechneten Blattflächenindices sind in Abb. 4.5 als Häufigkeitsdichtefunktionen für die BZE II-Punkte dargestellt. Die Baumart mit dem geringsten Häufigkeitsmaximum ist die Kiefer; Buche und Fichte erreichen ein deutlich höheres Niveau. Die Eiche weist keine so deutliche „Gipfelform“ auf wie die anderen Baumarten und ist eher durch einen trapezförmigen Verlauf gekennzeichnet.

Tab. 4.2: Statistische Kenngrößen der getesteten Schätzfunktionen zur Ermittlung des Blattflächenindex (LAI) anhand von Bestandesparametern.

Baumart	Gleichung	R ²	RMSE	MR	n	Ausgewählt
Fichte	(4.1)	0,406	0,591	0,317	14	√
Fichte	(4.2)	0,658	2,263	-2,003	14	
Fichte	(4.4)	0,478	2,11	2,057	14	
Fichte	(4.6)	0,055	2,877	2,805	14	
Kiefer	(4.1)	0,188	1,979	-1,866	16	
Kiefer	(4.3)	0,275	3,505	-3,44	16	
Kiefer	(4.4)	0,197	1,03	-0,761	16	√
Kiefer	(4.7)	0,248	1,275	1,071	16	
Buche	(4.1)	0,011	1,579	0,615	41	
Buche	(4.3)	0,313	0,848	-0,22	41	√
Buche	(4.4)	0,003	1,877	1,12	41	
Buche	(4.8)	0,313	1,309	1,004	41	
Eiche	(4.1)	0,853	3,278	2,285	10	
Eiche	(4.3)	0,864	2,133	1,31	10	√
Eiche	(4.4)	0,87	3,907	2,729	10	
Eiche	(4.8)	0,859	3,521	2,444	10	

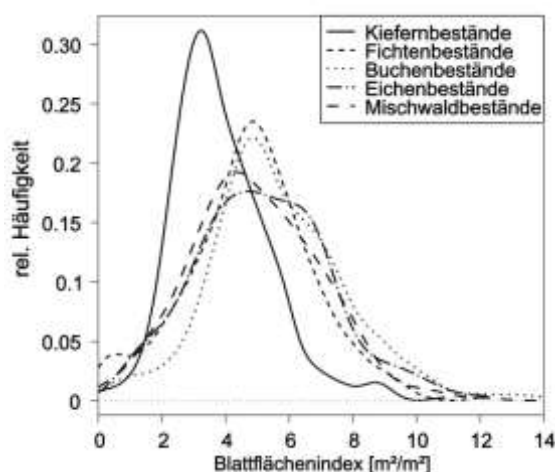


Abb. 4.5: Dichteplots der aus den Einzelbaumdaten geschätzten maximalen Blattflächenindex-Werte an BZE II-Punkten, getrennt nach Bestockungstypen.

4.3.2 Kenngrößen des Wasserhaushaltes

Zur Berechnung der Sickerwasserausträge wurden Mittelwerte der Wasserflüsse für die Jahre 2000 bis 2010 verwendet. Die Modellergebnisse zu Niederschlagseintrag, Gesamtverdunstung und Sickerwasserfluss sind in Abb. 4.6 (obere Reihe) dargestellt.

Im Sickerwasseraustrag ist ein deutlicher Gradient von hohen Flüssen in den Gebirgen und Mittelgebirgen Süd- und Mitteldeutschlands hin zu sehr niedrigen Flüssen in der nordost-deutschen Tiefebene erkennbar, der maßgeblich auf das Niederschlagsregime und zusätzlich auf einen entsprechenden Temperaturgradienten zurückzuführen ist.

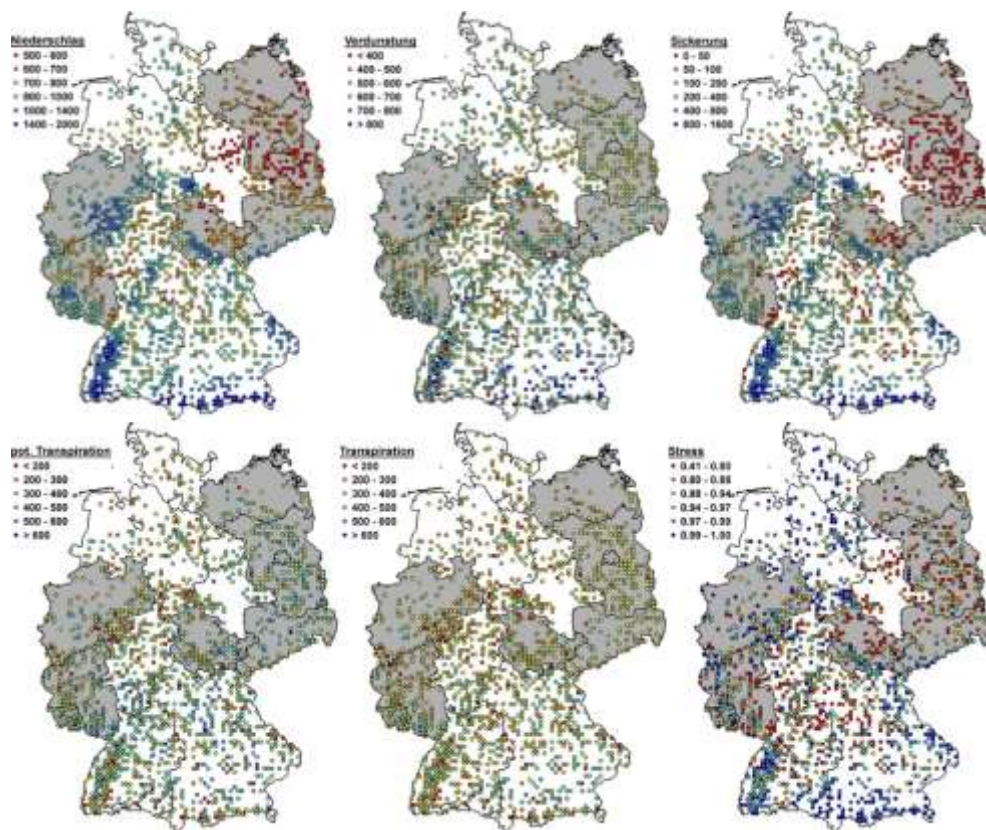


Abb. 4.6: Ergebnisse der bestands- und bodenspezifischen Modellierung des Wasserhaushalts mit LWF-Brook90: Mittelwerte des Jahresniederschlags, der Gesamtverdunstung, der Versickerung, der potentiellen und tatsächlichen Transpiration [$\text{m}^2 \text{a}^{-1}$], sowie das Verhältnis (Stress) der letzten beiden Größen für die Jahre 2000 bis 2010.

Entsprechend ist der Unterschied zwischen Transpiration und potentieller Transpiration in den Gebirgslagen gering (kaum Trockenstress), auf niederschlagsarmen Tieflandstandorten bei höheren Temperaturen jedoch hoch (Abb. 4.6, untere Reihe).

Die Modellergebnisse der nach Gleichung 4.10 berechneten Bodenwassergehalte des Gesamtbodens sind in Abhängigkeit von der Tiefenstufe (0–10, 10–30, 30–60, 60–90 und 0–100 cm) in Abb. 4.7 dargestellt. Wie aufgrund der Korrekturfunktion zu erwarten, zeigt sich eine Verringerung der Wassergehalte des Gesamtbodens mit steigender Tiefenstufe aufgrund einer Zunahme des mittleren Skelettgehaltes mit der Bodentiefe. Im Oberboden (0–30 cm) liegt der durchschnittliche Wassergehalt bei etwa $0,2 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$.

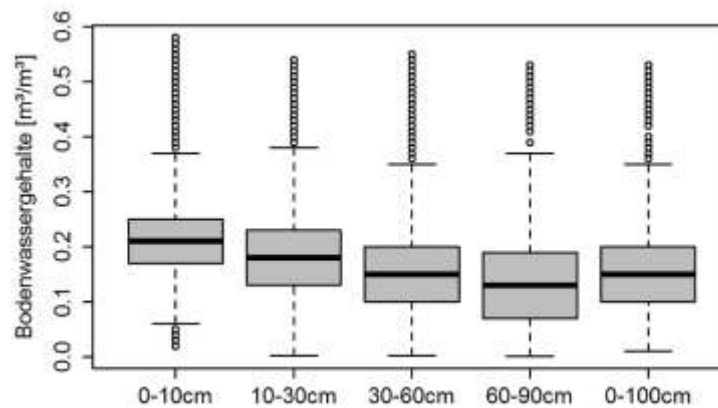


Abb. 4.7: Boxplots der mit LWF-Brook90 modellierten Wassergehalte des Gesamtbodens verschiedener Tiefenstufen für die Jahre 2000 bis 2010.

4.4 Diskussion und Bewertung

4.4.1 Blattflächenindex (LAI)

Der Blattflächenindex ist eine schwer zu messende Größe (Küßner & Mosandl 2000), so dass jede Angabe eine hohe Unsicherheit beinhaltet (Richardson et al. 2011), welche mit $\pm 20\%$ angegeben wird (Nilson et al. 1999). Zudem liegen aufgrund des relativ hohen Aufwandes für direkte Verfahren solche Informationen nur für intensiv untersuchte Bestände und nicht für die BZE-Punkte vor. Vor dem Hintergrund der hohen Unsicherheit bei der messtechnischen Erfassung des LAIs sind auch die Ergebnisse des Funktionsvergleiches realistisch einzuordnen (Tab. 4.2). Für zukünftige Evaluierungen ist es daher unbedingt notwendig den Umfang der Validierungsbestände mit adäquaten LAI-Messungen weiter zu erhöhen. Um die ausgewählten baumartenspezifischen Funktionen auf einer weiteren Ebene bewerten zu können, wurden aus der Literatur die gemessenen LAIs von 166 Beständen zusammengestellt (Abb. 4.8, Literaturzusammenstellung: Barclay & Trofymow 2000, Bartelink 1997, Bauer et al. 1997, Baumgarten et al. 2014, Bauwe et al. 2013, Bouriaud et al. 2003, Hammel & Kennel 2001, Hertel et al. 2013, Jaeger & Kessler 1997, Karlik & McKay 2002, Knyazikhin et al. 1997, Küßner & Mosandl 2000, Lankreijer et al. 1993, Lamaud et al. 2001, Law et al. 2001, Leuschner et al. 2006, Mencuccini & Bonosi 2001, Mitscherlich 1978, Nilson et al. 1999, Palva et al. 2001, Rutter & Morton 1977, van der Salm et al. 2006, Thomas & Winner 2000, Tobin et al. 2006, Weiskittel & Maguire 2007, Xiao et al. 2006).

Im Vergleich mit Abb. 4.5 zeigt sich, dass sowohl die Unterschiede zwischen den Baumarten, als auch die Häufigkeitsstruktur bei beiden Erhebungen durchaus vergleichbar sind. Dass die Literaturlauswertung für Fichte einen flacheren Kurvenverlauf zeigt, kann auch aus der Zusammenstellung von LAI-Werten herrühren, die z.T. mit sehr unterschiedlichen Verfahren ermittelt wurden.

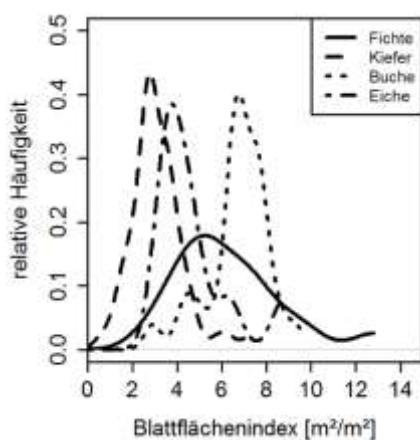


Abb. 4.8: Dichteplots von Blattflächenindizes (LAI) verschiedener Baumarten.

4.4.2 Kenngrößen des Wasserhaushaltes

Die Unsicherheiten bei der Wasserhaushaltsmodellierung sind vielschichtig. Neben dem Einfluss des Modellanwenders (Scherzer et al. 2003) bestehen Unterschiede zwischen den jeweils verwendeten Modellen. Bei einem Modellvergleich von Bouten & Jansson (1995) ergaben sich je nach verwendetem Modell prozentuale Abweichungen bei der mittleren Sickerwassermenge von -6 % bis +12 %. Auch die von Fleck et al. (2016a) voneinander unabhängig mit denselben Klimadaten betriebenen Modelle deuten auf Unsicherheiten in einer vergleichbaren Größenordnung hin. Hörmann & Meesenburg (2000) ermittelten Unterschiede zwischen den einzelnen Modellen im Bereich von 5 %. CLRTAP (2016) geben für die mit einem wesentlich einfacheren Modellansatz ermittelten Sickerwasserraten eine Unsicherheit von $\pm 30\%$ an. Hohe Abweichungen ergaben sich auch bei einem Modellvergleich, bei dem sowohl mehrere Modelle als auch unterschiedliche Modellanwender beteiligt wurden (Weis et al. 2013). Hörmann & Meesenburg (2000) weisen darauf hin, dass neben dem Modell das ganze Modellsystem (Eingangsdaten, Modell und Modellierer) betrachtet werden sollte. Entsprechend ergeben sich Unsicherheiten insbesondere durch die Niederschlagsregionalisierung, sodass von einem Fehler von 20–25 % in der Addition von Ungenauigkeiten bei der Regionalisierung von Klimaparametern und der eigentlichen Anwendung des Wasserhaushaltsmodells ausgegangen werden kann.

Trotz der Unsicherheiten zeigen die regionalisierten Niederschläge im Vergleich zu anderen Arbeiten (Richter & Schwanitz 2000) hinsichtlich Menge und regionaler Verteilung ein vergleichbares Erscheinungsbild. Dieser Vergleich ist von besonders großer Bedeutung, da die räumliche Verteilung der Versickerung aus dem Wurzelraum in Deutschland primär vom Niederschlag bestimmt wird. Einflussgrößen wie Landnutzung und Bodeneigenschaften sind dagegen von sekundärer Bedeutung (Duijnsveld et al. 2000). Dementsprechend zeigen auch die mit LWF-Brook90 ermittelten Sickerwasserraten für Wälder eine ähnliche regionale Verteilung und eine vergleichbare Größenordnung zu den Angaben im hydrologischen Atlas von Deutschland. So geben Duijnsveld et al. (2000) für die Bundesrepublik Deutschland eine mittlere langjährige Sickerwasserrate von 316 mm a^{-1} an. Die im Projekt

für Waldbestände ermittelte mittlere Sickerwasserrate für den Zeitraum von 2000 bis 2010 liegt mit 267 mm (Median 197 mm) etwa 50 mm unter diesen Angaben. Hierbei ist zu beachten, dass insbesondere versiegelte Flächen und häufig auch landwirtschaftlich genutzte Flächen, die nicht das ganze Jahr über vegetationsbedeckt sind, geringere Transpirationsraten und damit höhere Sickerwasserspenden aufweisen als Wälder. Zusätzlich sind Wälder überproportional häufig in den niederschlagsreichen Gebirgen und Mittelgebirgen Deutschlands vertreten. Peck & Mayer (1996) geben bei ihrer Zusammenstellung veröffentlichter Einzeluntersuchungen jährliche Transpirationsraten von Waldbeständen verschiedener Baumarten an (Fichte 287 mm, Kiefer 342 mm, Buche 363 mm, Eiche 285 mm). Die mit LWF-Brook90 ermittelten Transpirationsraten bewegen sich in dem genannten Wertebereich. Allerdings überrascht die von Peck & Mayer (1996) genannte hohe Transpirationsrate bei Kiefer.

Die simulierten Wassergehalte liegen im Mittel nahe dem von Sverdrup et al. (1990) empfohlenen Standardwert von $0,2 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ für Waldböden. Die im Vergleich zu anderen Studien etwas niedrigeren Werte dürften vorwiegend auf den neuen Ansatz einer standortexpliziten überregionalen Modellierung zurückzuführen sein. Durch die dynamischen Wasserhaushaltssimulationen kann das sommerliche Austrocknen der Böden besser berücksichtigt werden. Bei Vorgängerstudien (Becker 1999, Ahrends 2012) wurde die nutzbare Feldkapazität als Näherung für die Wassergehalte verwendet und damit mit einem eher hohen Wert gerechnet. Ein solches Vorgehen dürfte in den Mittelgebirgen (Ahrends 2012) einen deutlich geringeren Effekt haben, als z.B. im Ostdeutschen Tiefland (Riek et al. 2015).

4.5 Zusammenfassung und Schlussfolgerung

Im Vergleich zur herkömmlichen Modellierung unter Verwendung von Schätzwerten für den Bodenwassergehalt (Sverdrup et al. 1990, Becker 1999) wird durch die Kopplung des Wasserhaushaltsmodells LWF-Brook90 mit dem Verwitterungsmodell PROFILE eine erhebliche Verbesserung der ermittelten Verwitterungsraten erreicht. Außerdem stammen die drei von PROFILE benötigten Wasserhaushaltsgrößen Bestandsniederschlag, Sickerwasserfluss und Bodenwassergehalt nun aus einer Quelle und wurden nicht wie in anderen Studien (Ahrends 2012, Riek et al. 2015) mit voneinander unabhängigen Methoden abgeleitet. Des Weiteren liefern die bestandes- und standortspezifischen Sickerwasserflüsse eine hinreichend genaue Grundlage für die Ermittlung der Sickerwasserausträge von basischen Kationen. Insbesondere durch eine verbesserte Abschätzung der LAI-Werte und der Retentionseigenschaften der Böden ergeben sich bei der flächenhaften Anwendung Vorteile gegenüber vorangegangenen Parametrisierungen.

4.6 Literaturverzeichnis

Ahrends, B. 2012. Dynamische Modellierung der Auswirkungen von Kalkungen und Nutzungsszenarien auf die Basensättigung im Wurzelraum. Beiträge aus der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt 9: 95-114.

- Ahrends, B., C. Penne, O. Panferov. 2010a. Impact of target diameter harvesting on spatial and temporal pattern of drought risk in forest ecosystems under climate change conditions. *The Open Geography Journal* 3: 91-102.
- Ahrends, B., H. Meesenburg, C. Döring, M. Jansen. 2010b. A spatio-temporal modelling approach for assessment of management effects in forest catchments. *Status and Perspectives of Hydrology in Small Basins*. International Association of Hydrological Sciences Publication 336: 32-37.
- Alveteg, M. 1998. Dynamics of forest soil chemistry. Department of Chemical Engineering II: 77.
- Alveteg, M. 2006. PROFILE 5.1 for Windows. Software Version. Update 30.06.2006. <http://www2.chemeng.lth.se>.
- Armbruster, M., J. Seegert, K.-H. Feger. 2004. Effects of changes in tree species composition on water flow dynamics – Model applications and their limitations. *Plant and Soil* 264 (1): 13-24. DOI: 10.1023/b:plso.0000047716.45245.23
- Barclay, H. J., J. A. Trofymow. 2000. Relationship of readings from the LI-COR canopy analyzer to total one-sided leaf area index and stand structure in immature Douglas-fir. *Forest Ecology and Management* 132 (2–3): 121-126. [http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127\(99\)00222-4](http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00222-4)
- Bartelink, H. H. 1997. Allometric relationships for biomass and leaf area of beech (*Fagus sylvatica* L.). *Annales des Sciences Forestieres (Paris)* 54 (1): 39-50. <http://dx.doi.org/10.1051/forest:19970104>
- Bauer, G., E.-D. Schulze, M. Mund. 1997. Nutrient contents and concentrations in relation to growth of *Picea abies* and *Fagus sylvatica* along a European transect. *Tree Physiology* 17: 777-786. <http://dx.doi.org/10.1093/treephys/17.12.777>
- Baumgarten, M., W. Weis, A. Kühn, K. May, R. Matyssek. 2014. Forest transpiration - targeted through xylem sap flux assessment versus hydrological modeling. *European Journal of Forest Research* 133 (4): 677-690. DOI: 10.1007/s10342-014-0796-4
- Bauwe, A., M. Koch, R. Kallweit, A. Konopatzki, B. Strohbach, B. Lennartz. 2013. Tree-ring growth response of Scots Pine (*Pinus sylvestris* L.) to climate and soil water availability in the lowlands of North-Eastern Germany. *Baltic Forestry* 19 (2): 212-225.
- Becker, R. 1999. Critical Load-Profile 4.2. Dokumentation (Deutsche Version). Modell und Handbuch unter: <http://www.oekodata.com>
- Bonten, L. T. C., J. E. Groenenberg, H. Meesenburg, W. de Vries. 2011. Using advanced surface complexation models for modelling soil chemistry under forests: Solling forest, Germany. *Environmental Pollution* 159 (10): 2831-2839. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2011.05.002>
- Bouriaud, O., K. Soudani, N. Bréda. 2003. Leaf area index from litter collection: impact of specific leaf area variability within a beech stand. *Canadian Journal of Remote Sensing* 29 (3): 371-380. DOI: 10.5589/m03-010
- Bouten, W., P. Jansson. 1995. Evaluation of model behaviour with respect to the hydrology at the Solling spruce site. *Ecological Modelling* 83: 245-253.
- Boyer, E. W., R.B. Alexander, W. J. Parton, C. Li, K. Butterbach-Bahl, K., S. D. Donner, R. W. Skaggs, S. J. D. Grosso. 2006. Modeling denitrification in terrestrial and aquatic ecosystems at regional scales. *Ecological Applications* 16 (6): 2123-2142. DOI: 10.1890/1051-0761(2006)016[2123:MDITAA]2.0.CO;2
- Cienciala, E., M. Černý, F. Tatarinov, J. Apltauer, Z. Exnerová. 2006. Biomass functions applicable to Scots pine. *Trees* 20 (4): 483-495. <http://dx.doi.org/10.1007/s00468-006-0064-4>.

- CLRTAP. 2016. Mapping critical loads for ecosystems, Chapter V of Manual on methodologies and criteria for modelling an mapping critical loads and levels and air pollution effects, risks and trends. UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution: accessed on 2016-2008-2018 at www.icpmapping.org.
- DIN 4220. 2008. Bodenkundliche Standortbeurteilung -Kennzeichnung, Klassifizierung und Ableitung von Bodenkennwerten (normative und nominale Skalierungen). <http://www.din.de/de/mitwirken/normenausschuesse/naw/wdc-beuth:din21:108154764>
- Duijnsveld, W., V. Hennings, W. Stolz, N. Martin, A. Richter, J. Behrens. 2000. Mittlere jährliche Sickerwasserrate aus dem Boden. In: Hydrologischer Atlas von Deutschland. Herausgegeben von N. u. R. Bundesministerium für Umwelt. Bonn/Berlin.
- Dultz, S. 2001. Veränderung des mineralogischen Stoffbestandes in Böden aus pleistozänen Sedimenten Nordwestdeutschlands und deren Bedeutung für die Elementfreisetzung. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme der Universität Göttingen Reihe A 172.
- Federer, C. A., C. Vörösmarty, B. Fekete. 2003. Sensitivity of annual evaporation to soil and root properties in two models of contrasting complexity. *Journal of Hydrometeorology* 4 (6): 1276-1290. DOI: [https://doi.org/10.1175/1525-7541\(2003\)004<1276:SOAETS>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1525-7541(2003)004<1276:SOAETS>2.0.CO;2)
- Fleck, S., B. Ahrends, J. Suttmöller, H. Messal, R. Meissner, H. Meesenburg. 2016a. Zukünftiger Anstieg der Nitratkonzentrationen unter Wald im norddeutschen Tiefland: Droht Stickstoff-Eutrophierung durch Klimawandel? In: Wasserressourcen: Wissen im Flussgebieten vernetzen. Herausgegeben von G. Wernecke, A.-D. Ebner von Eschenbach, Y. Strunck, L. Kirschbauer, A. Müller. Beiträge zum Tag der Hydrologie am 17./18. März 2016 in Koblenz, ausgerichtet von der Hochschule Koblenz und der Bundesanstalt für Gewässerkunde. Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung, 37. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (DWA). Hennef. 71-81.
- Fleck, S., S. Raspe, M. Cater, P. Schleppe, L. Ukonmaanaho, M. Greve, C. Hertel, W. Weis, S. Rumpf, A. Thimonier, F. Chianucci, P. Beckschäfer. 2016b. Leaf Area Measurements. Manual Part XVII. In: Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. UNECE ICP Forests Programme Co-ordinating Centre, Eberswalde. 44.
- Hammel, K., M. Kennel. 2001. Charakterisierung und Analyse der Wasserverfügbarkeit und des Wasserhaushalts von Waldstandorten in Bayern mit dem Simulationsmodell BROOK90. Forstliche Forschungsberichte München 185: 148 S.
- Hartmann, P., K. von Wilpert. 2014. Fine-root distributions of Central European forest soils and their interaction with site and soil properties. *Canadian Journal of Forest Research* 44 (1): 71-81. DOI: <https://doi.org/10.1139/cjfr-2013-0357>
- Hengl, T., A. Aghakouchak, M. PercéC Tadić. 2013. Methods and data sources for spatial prediction of rainfall. In: Rainfall: State of the Science. American Geophysical Union. 189-214. DOI: <https://doi.org/10.1029/2010GM000999>.
- Hertel, D., T. Strecker, H. Müller-Haubold, C. Leuschner. 2013. Fine root biomass and dynamics in beech forests across a precipitation gradient – is optimal resource partitioning theory applicable to water-limited mature trees? *Journal of Ecology* 101 (5): 1183-1200. <http://dx.doi.org/10.1111/1365-2745.12124>
- Hodson, M. E., S. J. Langan, M. J. Wilson. 1996. A sensitivity analysis of the PROFILE model in relation to the calculation of soil weathering rates. *Applied Geochemistry* 11 (6): 835-844. [http://dx.doi.org/10.1016/S0883-2927\(96\)00048-0](http://dx.doi.org/10.1016/S0883-2927(96)00048-0).

- Hörmann, G., H. Meesenburg. 2000. Die Erfassung und Modellierung des Wasserhaushaltes im Rahmen des Level II-Programms in der Bundesrepublik Deutschland. *Forstarchiv* 71 (2000): 70-75.
- Jaeger, L., A. Kessler. 1997. Twenty years of heat and water balance climatology at the Hartheim pine forest, Germany. *Agricultural and Forest Meteorology* 84 (1): 25-36. [http://dx.doi.org/10.1016/S0168-1923\(96\)02372-6](http://dx.doi.org/10.1016/S0168-1923(96)02372-6)
- Jönsson, C., P. Warfvinge, H. Sverdrup. 1995. Uncertainty in predicting weathering rate and environmental stress factors with the PROFILE model. *Water, Air, and Soil Pollution* 81 (1-2): 1-23. <http://dx.doi.org/10.1007/BF00477253>
- Karlik, J. F., A. H. McKay. 2002. Leaf area index, leaf mass density, and allometric relationships derived from harvest of blue oaks in a California oak savanna. USDA Forest Service General Technical Report Number PSW-GTR-184.
- Kebaili Bargaoui, Z., A. Chebbi. 2009. Comparison of two kriging interpolation methods applied to spatiotemporal rainfall. *Journal of Hydrology* 365 (1-2): 56-73. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2008.11.025>
- Kelliher, F. M., R. Leuning, M. R. Raupach, E. D. Schulze. 1995. Maximum conductances for evaporation from global vegetation types. *Agricultural and Forest Meteorology* 73 (1): 1-16. [http://dx.doi.org/10.1016/0168-1923\(94\)02178-M](http://dx.doi.org/10.1016/0168-1923(94)02178-M)
- Kennel, M. 1998. Modellierung des Wasser- und Stoffhaushaltes von Waldoekosystemen : Fallstudien: Forsthydrologisches Forschungsgebiet Krofendorf, Referenzeinzugsgebiet Grosse Ohe. Ludwig-Maximilians-Universitaet Muenchen.
- Knyazikhin, Y., G. Mießen, O. Panfyorov, G. Gravenhorst. 1997. Small-scale study of three-dimensional distribution of photosynthetically active radiation in a forest. *Agricultural and Forest Meteorology* 88 (1): 215-239. [http://dx.doi.org/10.1016/S0168-1923\(97\)00036-1](http://dx.doi.org/10.1016/S0168-1923(97)00036-1)
- Köhler, M., H. Meesenburg, B. Ahrends. 2015. Wie gut ist einfach? Evaluierung verschiedener Regionalisierungsverfahren zur Schätzung täglicher Wetterdaten. Tag der Hydrologie. 19.-20. März in Bonn.
- Körner, C. 1995. Leaf Diffusive Conductances in the Major Vegetation Types of the Globe. In: *Ecophysiology of Photosynthesis*. Herausgegeben von E.-D. Schulze, M. M. Caldwell. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg. 463-490. http://dx.doi.org/10.1007/978-3-642-79354-7_22
- Küßner, R., R. Mosandl. 2000. Comparison of direct and indirect estimation of leaf area index in mature Norway spruce stands of eastern Germany. *Canadian Journal of Forest Research* 30 (3): 440-447. <http://www.nrcresearchpress.com/doi/pdf/10.1139/x99-227>
- Lamaud, E., J. Ogée, Y. Brunet, P. Berbigier. 2001. Validation of eddy flux measurements above the understorey of a pine forest. *Agricultural and Forest Meteorology* 106 (3): 187-203. [http://dx.doi.org/10.1016/S0168-1923\(00\)00215-X](http://dx.doi.org/10.1016/S0168-1923(00)00215-X)
- Lankreijer, H. J. M., M. J. Hendriks, W. Klaassen. 1993. A comparison of models simulating rainfall interception of forests. *Agricultural and Forest Meteorology* 64 (3): 187-199. [http://dx.doi.org/10.1016/0168-1923\(93\)90028-G](http://dx.doi.org/10.1016/0168-1923(93)90028-G)
- Law, B. E., S. van Tuyl, A. Cescatti, D. D. Baldocchi. 2001. Estimation of leaf area index in open-canopy ponderosa pine forests at different successional stages and management regimes in Oregon. *Agricultural and Forest Meteorology* 108 (1): 1-14. [http://dx.doi.org/10.1016/S0168-1923\(01\)00226-X](http://dx.doi.org/10.1016/S0168-1923(01)00226-X)
- Leuschner, C., S. Voß, A. Foetzki, Y. Clases. 2006. Variation in leaf area index and stand leaf mass of European beech across gradients of soil acidity and precipitation. *Plant Ecology* 186 (2): 247-258. <http://link.springer.com/article/10.1007/s11258-006-9127-2>

- McCabe, G. J., S. L. Markstrom. 2007. A monthly water-balance model driven by a graphical user interface. Open-File report 2007-1088, U.S. Geological Survey.
- Mencuccini, M., L. Bonosi. 2001. Leaf/sapwood area ratios in Scots pine show acclimation across Europe. *Canadian Journal of Forest Research* 31 (3): 442-456. DOI: 10.1139/x00-173
- Mitscherlich, G. 1978. *Wald, Wachstum und Umwelt*. 1. Band: Form und Wachstum von Baum und Bestand.
- Mualem, Y. 1976. A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. *Water Resources Research* 12 (3): 513-522. DOI: <http://dx.doi.org/10.1029/WR012i003p00513>
- Nilson, T., J. Anniste, M. Lang, J. Praks. 1999. Determination of needle area indices of coniferous forest canopies in the NOPEX region by ground-based optical measurements and satellite images. *Agricultural and Forest Meteorology* 98-99: 449-462. [http://dx.doi.org/10.1016/S0168-1923\(99\)00115-X](http://dx.doi.org/10.1016/S0168-1923(99)00115-X)
- Palva, L., T. Markkanen, E. Siivola, E. Garam, M. Linnavuo, S. Nevas, F. Manoochehri, S. Palmroth, K. Rajalaa, H. Ruotoistenmäki, T. Vuorivirta, I. Seppälä, T. Vesala, P. Hari, R. Sepponen. 2001. Tree scale distributed multipoint measuring system of photosynthetically active radiation. *Agricultural and Forest Meteorology* 106 (1): 71-80. [http://dx.doi.org/10.1016/S0168-1923\(00\)00171-4](http://dx.doi.org/10.1016/S0168-1923(00)00171-4)
- Peck, A., H. Mayer. 1996. Influence of stand parameters on evaporation in forests. *Forstwissenschaftliches Centralblatt vereinigt mit Tharandter forstliches Jahrbuch* 115 (1): 1-9. <http://dx.doi.org/10.1007/bf02738580>
- Puhlmann, H., K. von Wilpert. 2011. Test und Entwicklung von Pedotransferfunktionen für Wasserretention und hydraulische Leitfähigkeit von Waldböden. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* 12: 61-71.
- Richardson, A. D., D. B. Dail, D. Y. Hollinger. 2011. Leaf area index uncertainty estimates for model–data fusion applications. *Agricultural and Forest Meteorology* 151 (9): 1287-1292. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agrformet.2011.05.009>
- Richter, D., D. Schwanz. 2000. Mittlere korrigierte jährliche Niederschlagshöhe. In: *Hydrologischer Atlas von Deutschland*. Herausgegeben von N. u. R. Bundesministerium für Umwelt. Bonn/Berlin.
- Riek, W., A. Russ, D. Kühn. 2015. *Waldbodenbericht Brandenburg. Zustand und Entwicklung der brandenburgischen Waldböden. Ergebnisse der landesweiten Bodenzustandserhebungen BZE-2 und BZE-2a*. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 60: 172 S.
- Rutter, A. J., A. J. Morton. 1977. A Predictive Model of Rainfall Interception in Forests. III. Sensitivity of The Model to Stand Parameters and Meteorological Variables. *Journal of Applied Ecology* 14 (2): 567-588. <http://dx.doi.org/10.2307/2402568>
- Scherzer, J., U. Wunn, B. Schultze. 2003. Einfluss des Faktorenkomplexes "Wasserhaushaltsmodell-Anwender" auf Modellparameter und Simulationsergebnisse am Beispiel eines Eichenmischbestandes im Pfälzerwald. *Berichte Freiburger Forstliche Forschung* 49: 207-218.
- Schultze, B., C. Kölling, C. Dittmar, T. Rötzer, W. Elling. 2005. Konzept für ein neues quantitatives Verfahren zur Kennzeichnung des Wasserhaushaltes von Waldböden in Bayern: Modellierung–Regression–Regionalisierung. *Forstarchiv* 76: 155-163.
- Schulze, E.-D., F. M. Kelliher, C. Körner, J. Lloyd, R. Leuning. 1994. Relationships Among Maximum Stomatal Conductance, Ecosystem Surface Conductance, Carbon Assimilation Rate, and Plant Nitrogen Nutrition: A Global Ecology Scaling Exercise. *Annual Review of Ecology and Systematics* 25: 629-660.

- Schwärzel, K. K.-H. Feger, J. Häntzschel, A. Menzer, U. Spank, F. Clausnitzer, B. Köstner, C. Bernhofer. 2009. A novel approach in model-based mapping of soil water conditions at forest sites. *Forest Ecology and Management* 258 (10): 2163-2174. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2009.03.033>.
- Sverdrup, H., P. Warfvinge. 1993. Calculating field weathering rates using a mechanistic geochemical model PROFILE. *Applied Geochemistry* 8 (3): 273-283. [http://dx.doi.org/10.1016/0883-2927\(93\)90042-F](http://dx.doi.org/10.1016/0883-2927(93)90042-F)
- Sverdrup, H., W. de Vries, A. Henriksen. 1990. Mapping critical loads: a guidance to the criteria, calculations, data collection and mapping of critical loads. Rapport. Band 14. Copenhagen: Nordic Council of Ministers [etc.].
- Thomas, S. C., W. E. Winner. 2000. Leaf area index of an old-growth Douglas-fir forest estimated from direct structural measurements in the canopy. *Canadian Journal of Forest Research* 30 (12): 1922-1930. <http://dx.doi.org/10.1139/x00-121>
- Tobin, B., K. Black, B. Osborne, B. Reidy, T. Bolger, M. Nieuwenhuis. 2006. Assessment of allometric algorithms for estimating leaf biomass, leaf area index and litter fall in different-aged Sitka spruce forests. *Forestry* 79 (4): 453-465. <http://dx.doi.org/10.1093/forestry/cpl030>
- von Wilpert, K., P. Hartmann, H. Puhmann, P. Schmidt-Walter, H. Meesenburg, J. Müller, J. Evers. 2016. Bodenwasserhaushalt und Trockenstress. Entwurf zum Abschlussbericht der zweiten deutschen Bodenzustandserhebung im Wald. Thünen Report 43, 343-386. http://literatur.thuenen.de/digbib_extern/dn057578.pdf
- van der Salm, C., H. Denier van der Gon, R. Wieggers, A. Bleeker, A. van den Toorn. 2006. The effect of afforestation on water recharge and nitrogen leaching in The Netherlands. *Forest Ecology and Management* 221 (1-3): 170-182. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2005.09.027>
- van Genuchten, M. T. 1980. A Closed-form Equation for Predicting the Hydraulic Conductivity of Unsaturated Soils. *Soil Science Society of America Journal* 44 (5): 892-898. DOI: 10.2136/sssaj1980.03615995004400050002x
- Verworn, A., U. Haberlandt. 2011. Spatial interpolation of hourly rainfall – effect of additional information, variogram inference and storm properties. *Hydrology and Earth System Sciences* 15 (2): 569-584. <http://dx.doi.org/10.5194/hess-15-569-2011>
- Weis, W., S. Fleck, S. Raspe. 2013. Water budgets. In: FutMon Scientific Report. Herausgegeben von L. M. Hamburg: Thünen Institute for World Forestry. 158-168.
- Weis, W., C. Hertel, A. Wagner, S. Raspe. 2012. Abschlussbericht ST241 - Verbesserung der Wasserhaushaltsmodellierung mit Daten des forstlichen Umweltmonitorings im Projekt FUTMON (LIFE+). Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft Freising.
- Weiskittel, A. R., D. A. Maguire. 2007. Response of Douglas-fir leaf area index and litterfall dynamics to Swiss needle cast in north coastal Oregon, USA. *Annals of Forest Science* 64 (2): 121-132. <http://dx.doi.org/10.1051/forest:2006096>
- Wellpott, A., F. Imbery, D. Schindler, H. Mayer. 2005. Simulation of drought for a Scots pine forest (*Pinus sylvestris* L.) in the southern upper Rhine plain. *Meteorologische Zeitschrift* 14 (2): 143-150. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2005/0015>
- Wessolek, G., M. Kaupenjohann, M. Renger. 2009. Bodenphysikalische Kennwerte und Berechnungsverfahren für die Praxis. *Bodenökologie und Bodengene*, Bd. 40, 80 S.
- White, M. A., P. E. Thornton, S. W. Running, R. R. Nemani. 2000. Parameterization and Sensitivity Analysis of the BIOME-BGC Terrestrial Ecosystem Model: Net Primary Production Controls. *Earth Interactions* 4 (3): 1-85. [http://dx.doi.org/10.1175/1087-3562\(2000\)004<0003:PASAOT>2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1175/1087-3562(2000)004<0003:PASAOT>2.0.CO;2)

- Wirth, C., J. Schumacher, E.-D. Schulze. 2004. Generic biomass functions for Norway spruce in Central Europe - a meta-analysis approach toward prediction and uncertainty estimation. *Tree Physiology* 24 (2): 121-139. <http://dx.doi.org/10.1093/treephys/24.2.121>
- Wood, S. 2006. Generalized additive models: an introduction with R. Texts in Statistical Science, Chapman & Hall, Boca Raton, CRC press.
- Wutzler, T., C. Wirth, J. Schumacher. 2008. Generic biomass functions for Common beech (*Fagus sylvatica*) in Central Europe: predictions and components of uncertainty. *Canadian Journal of Forest Research* 38 (6): 1661-1675. <http://dx.doi.org/10.1139/X07-194>
- Xiao, C.-W., I. A. Janssens, J. Curiel Yuste, R. Ceulemans. 2006. Variation of specific leaf area and upscaling to leaf area index in mature Scots pine. *Trees* 20 (3): 304. <http://dx.doi.org/10.1007/s00468-005-0039-x>