

4 Modellparameter zur Abbildung des Standortwasserhaushalts mit LWF-Brook90

Wendelin Weis, Bernd Ahrends, Stefan Fleck, Raphael Habel, Axel Wellpott

4.1 Einleitung

Der Klimawandel stellt hinsichtlich der für die Baumartenwahl notwendigen Datengrundlagen neue Herausforderungen an das Waldmanagement und die Forstplanung hinsichtlich der für die Baumartenwahl notwendigen Datengrundlagen (Ahrends et al., 2023). Eine unverzichtbare Entscheidungshilfe im Planungsprozess sind räumlich explizite Informationen zu Standort, Waldbeständen und Klima (Thiele et al., 2017; Petzold et al., 2016). Die neuen Herausforderungen hinsichtlich des Nährstoff- und Wasserhaushaltes bestehen darin, dass zunehmend auch zeitlich dynamische Informationen und insbesondere Projektionen der zukünftigen Umweltbedingungen berücksichtigt werden müssen (Jansen et al.; 2008; Ahrends et al., 2022a; Heitkamp et al., 2020; Ziche et al., 2021). Hierbei sind der klassischen Standortsansprache des Wasserhaushaltes im Rahmen der Standortkartierung Grenzen gesetzt (Weis et al., 2020; Mette et al., 2016, Gauer et al., 2011). Es besteht folglich ein großer Bedarf einer modellgestützten und dynamischen Quantifizierung von Kenngrößen des Wasserhaushaltes, um die bestehenden Standortkartierungsverfahren hinsichtlich der perspektivisch vielfältigen Herausforderungen zu objektivieren, zu erweitern und zu aktualisieren. Hierfür bietet sich der Einsatz eines prozessorientierten Wasserhaushaltmodells an, das zusätzlich die Extrapolation auf zukünftige Entwicklungen erlaubt. Schwärzel et al. (2009) zeigen die Möglichkeiten von LWF-Brook90 (Federer et al., 2003; Hammel & Kennel, 2001) für eine objektive und dynamische Ansprache des Wasserhaushaltes für Wälder. Das forsthydrologische Modell simuliert den Wasserhaushalt in täglicher Auflösung und wird häufig verwendet, um die Auswirkungen der Waldbewirtschaftung (Armburster et al., 2004) und des Klimawandels (Schmidt-Walter et al., 2019; Thiele et al., 2017) auf Kenngrößen des Wasserhaushaltes und Trockenstressindikatoren zu bewerten. Aber auch stoffhaushaltliche Untersuchungen und Bilanzierungen kommen ohne Wasserhaushaltssimulationen nicht aus (Ahrends et al., 2021, 2022b; Fleck et al., 2019; Brumme et al., 2021; Weis et al., 2007; Weis et al., 2006), da schon an Einzelstandorten eine direkte Messung der Wasserflüsse – insbesondere die Sickerwasserrate – meistens nicht möglich ist.

Die Anwendung von LWF-Brook90 erfordert jedoch fast 100 Eingangsparameter, die häufig selbst für intensiv untersuchte forstliche Versuchsbestände nur zu einem geringen Anteil direkt messtechnisch erfasst werden. Für die allgemeine Anwendbarkeit und Übertragung eines Modells auf unterschiedliche Standorte und Kartiersysteme ist aber das Vorhandensein von übermäßig vielen, einflussreichen und kalibrierungsbedürftigen Parametern nachteilig. Daher werden von den Modellanwendern häufig global angenäherte Standardwerte (Schmidt-Walter et al., 2019; Panferov et al., 2009; Thiele et al., 2017) oder auf den Einzelstandort kalibrierte Parametersätze (Brumme et al., 2021; Baumgarten et al., 2014; Meesenburg et al., 2016) verwendet. Letztgenannte sind jedoch in ihrer räumlichen Übertragbarkeit begrenzt.

Spank et al. (2013) zeigen, dass LWF-Brook90 mit einer vereinfachten Parametrisierung (voreingestellte Standardwerte) weniger genaue Ergebnisse liefert als das gut parametrisierte und kalibrierte Modell. Speziell hinsichtlich der Parametrisierung sind in der Literatur sehr unterschiedliche Ansätze und verwendete Standardwerte zu finden, so dass eine einfache Einschätzung der Güte von Modellstudien ohne Messwertvergleiche nicht ohne weiteres möglich erscheint. So werden bei vielen Studien die modellgegebenen Möglichkeiten, baumarten- und bestandspezifisch die Transpiration und die Interzeption zu berechnen, ebenso wenig genutzt wie jahreszeitliche (Schmidt-Walter et al., 2019) und jährliche (Vilhar et al., 2010; Ahrends et al. 2019) Anpassungsmöglichkeiten an die Bestandsentwicklung. Auch die selbst bei homogenen Standorts- und Bodenverhältnissen immense horizontale Variabilität (Bouten et al., 1992; Deurer et al., 2000 & 2001; Nielsen et al., 1973; Orfánus et al., 2008; Wessolek et al., 2008) wird meist nicht berücksichtigt. Dabei stehen z. B. für Flächen des intensiven forstlichen Monitorings hierzu gemessene Parametrisierungs-, Validierungs- und Kalibrierungsdaten zur Verfügung und sollten bei Vergleich von Modellläufen mit lokalen Messdaten auch berücksichtigt werden (Hammel & Kennel, 2001).

Bei dem Einsatz von LWF-Brook90 zur großflächigen Beurteilung des Wasserhaushalts in forstlichen Standortinformationssystemen muss wegen der hohen Anzahl zu modellierender Standorte ein Kompromiss zwischen dem Aufwand der adäquaten Modellparametrisierung und der standortscharfen Anwendbarkeit gefunden werden. Eine aufwändige Modellkalibrierung für jeden Einzelstandort ist hier auch auf Grund fehlender Messdaten zur Überprüfung nicht möglich. Das gewählte Vorgehen bei der Ableitung und Überprüfung der erforderlichen Parameter ist in Abbildung 4.1 vereinfacht dargestellt. Entsprechend war es Ziel dieser Untersuchung die aktuell in der Literatur

verwendeten Angaben zu Modellparametern für LWF-Brook90 zusammenzutragen, deren Gültigkeit insbesondere für die sensitiven Parameter nach Möglichkeit durch aktuelle Reviews zu überprüfen und Empfehlungen hinsichtlich geeigneter Parameterwerte und des anzunehmenden Wertebereiches zu präsentieren. Des Weiteren sollten Schätz- und Transferfunktionen gebildet, evaluiert und weiterentwickelt werden, die es erlauben, Modellparameter aus routinemäßig verfügbaren waldwachstumskundlichen und bodenanalytischen Mess- und Geodaten abzuleiten. Dies geschah vor dem Hintergrund, dass zum einen durch vernünftig gewählte Anfangsparameterwerte der Zeit- und Arbeitsaufwand für Sensitivitätsanalysen reduziert werden kann und zum anderen mit den entwickelten Schätzroutinen und Parametersätzen eine länderübergreifende Übertragung in Standortinformationssysteme und auf Flächen forstlicher Inventur und Dauerbeobachtung (Level II, BZE, BWI) ermöglicht wird.

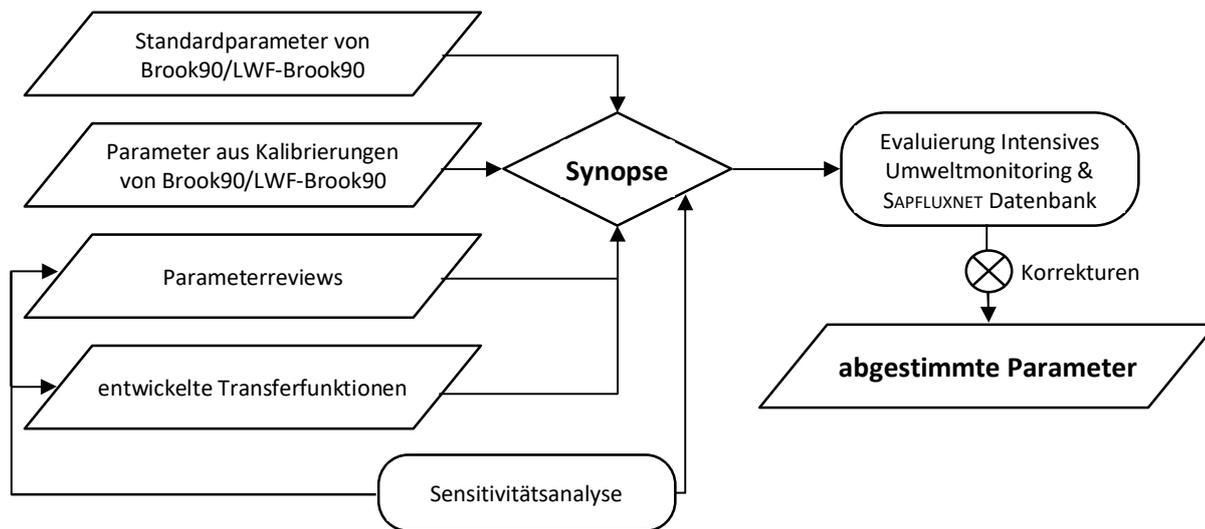


Abbildung 4.1: Vereinfachte Darstellung bei der Ableitung „Globaler Parametersätze“ für LWF-Brook90.

4.2 Methoden

4.2.1 Das Wasserhaushaltsmodellsystem

Zur Modellierung des Standortwasserhaushalts wurde LWF-Brook90 verwendet. Das deterministische Modell ist speziell für Anwendungen im Wald entwickelt, arbeitet in täglicher Auflösung und ist gut geeignet, Eigenschaften der Standorteinheiten (Klima, Relief, Boden) zu berücksichtigen. Es basiert auf dem von Dr. C. A. Federer entwickelten Modell Brook90 (Federer et al., 2003; Federer, 2021) und wurde an der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) modifiziert und erweitert (Hammel & Kennel, 2001). Die technischen und bodenphysikalischen Grundlagen (Transportgleichungen, Rahmenbedingungen, Verdunstungsmodelle, etc.) sind detailliert bei Hammel & Kennel (2001) beschrieben. LWF-Brook90 steht zur freien Nutzung zur Verfügung und ist über Herrn Dr. Lothar Zimmermann (lothar.zimmermann@lwf.bayern.de) erhältlich. Für die großflächige Anwendung des Modells und der dabei nötigen Modellierung sehr vieler Einzelstandorte wurden bestehende Parametrisierungsroutinen verwendet (Baden-Württemberg, Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt: <https://github.com/pschmidwalter/LWFBrook90R>) bzw. neu in Python und R entwickelt (LWF-Bayern; Ansprechpartner: wolfgang.falk@lwf.bayern.de).

Die für Bayern entwickelten Versionen erstellen für jeden Standort die Eingangsdateien „Param.in“ (Modellparameter) und „Climate.in“ (antreibende Klimadaten), ermöglichen die Parallelprozessierung der Modellläufe und fassen die Ergebnisse in geeigneter Form zusammen. Die Python-Version wird dabei zur aktuellen und zukünftigen Darstellung des Wasserhaushalts in Bayern verwendet. Die Version in R stellt eine inhaltlich gleichwertige Alternative dar, die in erster Linie zu Entwicklungs- und Testzwecken verwendet wurde. Am eigentlichen Modellkern der Standardversion von LWF-Brook90 wurden dabei folgende Veränderungen im FORTRAN Code des Modelles hinsichtlich der Ergebnisausgaben vorgenommen:

Ausgabe MISCANN: zusätzlich STRESC, ein Zähler, der alle Tage im Jahr aufsummiert, für die STRES < 0.99 gilt (STRES = tatsächliche Transpiration / potenzielle Transpiration)

Ausgabe SWATANN: insgesamt überarbeitet mit jetzt folgenden Ausgabegrößen

YR	Jahr
NL	Nummer der Tiefenstufe
MAT	Horizonteigenschaften (Material) der Tiefenstufe
PSIM	Matrixpotenzial der Tiefenstufen am letzten Jahrtag [kPa] (zur Fortführung von Modellläufen)
WETTEC	Anzahl der Tage im Jahr mit WETNES > 0,99 pro Tiefenstufe
WETTECVP	Anzahl der Tage von Mai bis August mit WETNES > 0,99 pro Tiefenstufe
FCEXCC	Anzahl der Tage im Jahr mit Wassergehalt oberhalb Feldkapazität (pF 1,8) pro Tiefenstufe
SWATAVG	Jahresmittelwert von SWAT (Wasservorrat) der Tiefenstufen, [mm]
SWATMIN	Jahresminimum von SWAT (Wasservorrat) der Tiefenstufen, [mm]
THETA AVG	Jahresmittelwert von THETA (Wassergehalt Feinboden) der Tiefenstufen, [m ³ m ⁻³]
THETA MIN	Jahresminimum von THETA (Wassergehalt Feinboden) der Tiefenstufen, [m ³ m ⁻³]
WETNES AVG	Jahresmittelwert von WETNES (THETA / THETA_max) der Tiefenstufen, [-]
WETNES MIN	Jahresminimum von WETNES (THETA / THETA_max) der Tiefenstufen, [-]
PSIM AVG	Jahresmittelwert von PSIM (Matrixpotenzial) der Tiefenstufen, [kPa]
PSIM MIN	Jahresminimum von PSIM (Matrixpotenzial) der Tiefenstufen, [kPa]
PSIT AVG	Jahresmittelwert von PSIT (Matrix- plus Gravitationspotenzial) der Tiefenstufen, [kPa]
PSIT MIN	Jahresminimum von PSIT (Matrix- plus Gravitationspotenzial) der Tiefenstufen, [kPa]

Für die Wasserhaushaltsdarstellung können z.B. die Indikatoren STRES für das Trockenheitsrisiko und WETTEC für die Einschätzung der Wechselfeuchte (Staunässe) verwendet werden. Anwendungsbeispiele hierfür sind in den länderspezifischen Modellanwendungen beschrieben (Fleck et al., 2023a, 2023b; Habel et al., 2023; Weis et al., 2023; Wellpott et al., 2023).

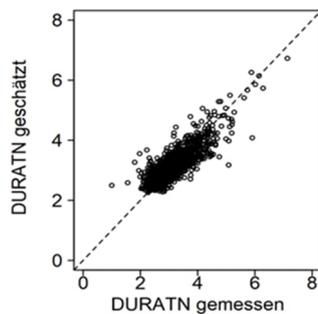
Um eine Möglichkeit zu schaffen, auch den Wasserhaushalt durch Grundwasser beeinflusster Standorte modellhaft abbilden zu können, wurde ein zusätzlicher Parameter (GWLAYER in Param.in) geschaffen, der die Anzahl der Tiefenstufen am Ende des Bodenprofils festlegt, für die der angenommene Grundwasserzustrom Wassersättigung garantiert. Außerdem werden zur Modellierung von Grundwasser das Anfangsmatrixpotenzial (PsiIni in Param.in) und die maximale relative Feinwurzellängendichte (MaxRelRLD in Param.in) in den Tiefenstufen mit Grundwasser auf 0 gesetzt (Wassersättigung und keine Durchwurzelung).

4.2.2 Lagespezifische Parameter im Wasserhaushaltsmodell LWF-Brook90

Neben dem Breitengrad und den aus digitalen Höhenmodellen zu entnehmenden Größen Hangneigung und Exposition, ist unter den flächenspezifischen Parametern vor allem für die durchschnittliche Dauer (in Stunden) von täglichen Niederschlagsereignissen (DURATN) ein geeigneter Wert abzuleiten. Federer (2021) schlägt hier die einheitliche Verwendung von 4 Stunden pro Tag vor. Vor dem Hintergrund der sehr unterschiedlichen jährlichen Niederschlagsmengen in Deutschland und deren Verteilung im Jahresgang, wurde DURATN mit Hilfe der Daten von 1030 Niederschlagsstationen des Deutschen Wetterdienstes (DWD) überprüft und ein flächenspezifisches Vorgehen entwickelt. In Anlehnung an die Dokumentation von Federer (2021) wurden Niederschlagsereignisse größer 0,5 mm pro Stunde berücksichtigt und deren Dauer monatsweise für Tage mit solchen Ereignissen gemittelt. In Abhängigkeit von der mittleren Jahresniederschlagssumme (NI) und Geländehöhe (GH) wurde folgendes Regressionsmodell zur bundesweiten Anwendung parametrisiert (Formel 4.1 und Tabelle 4.1):

Tabelle 4.1: Variablen zur Berechnung der mittleren Dauer täglicher Niederschlagsereignisse nach Formel 4.1. Die Parameter b₀, b₁, b₂ und b₃ werden für alle 12 Monate konstant verwendet.

b ₀	b ₁	b ₂	b ₃	Monat	b ₄
3,194E-01	2,986E-02	-1,156E-02	5,145E-03	Jan	0,000E+00
				Feb	-4,670E-02
				Mar	-2,856E-02
				Apr	-1,331E-01
				Mai	-5,182E-02
				Jun	-1,798E-01
				Jul	-1,510E-01
				Aug	-1,395E-01
				Sep	-4,874E-06
				Okt	4,638E-02
				Nov	7,657E-02
				Dez	1,037E-02



Formel 4.1

$$DURATN = b_0 + b_1 \cdot \sqrt{NI} + b_2 \cdot \ln(GH + 1) + b_3 \cdot \sqrt{GH} + b_4$$

Der Datensatz wurde in 90 % Trainings- und 10 % Validierungsdaten geteilt. Andere Verhältnisse, wie z.B. 70:30 oder 80:20 werden ebenfalls häufig in der Praxis verwendet. Theoretische und numerische Studien zur Optimierung der Einteilung der Datensätze haben jedoch aktuell zu keiner allgemeingültigen Regel geführt (Joseph, 2022). Die Evaluierung des mit den Trainingsdaten parametrisierten Modells mit den zur Validierung zurückgehaltenen Datensätzen bestätigt die Robustheit des einfach anzuwendenden Schätzmodells (RMSE = 0,3543, Bias = 0,0035 und $R^2 = 0,6936$). Es existiert somit eine praxistaugliche und einfach zu implementierende Alternative zur generalisierenden 4-Stunden „Faustregel“.

4.2.3 Baumartenspezifische Parameter im Wasserhaushaltsmodell LWF-Brook90

Interzeption

Messungen zu Freilandniederschlag, Kronentraufe und Stammablauf der verfügbaren Monitoringflächen wurden genutzt, um die Interzeptionsparameter in LWF-Brook90 baumartenspezifisch allgemeingültig abzuleiten. An einem Teilkollektiv von 23 Intensivmonitoringflächen mit geeigneter Messtechnik wurden zeitlich und räumlich repräsentative Niederschlags- und Kronentraufezeitreihen mit einer zeitlichen Auflösung von 15 Minuten und einem durchschnittlichen Beobachtungszeitraum von elf Jahren gewonnen. Anhand dieser Daten wurden zunächst zusammenhängende Niederschlagsereignisse mit weniger als zwei Stunden Niederschlagspause isoliert. Außerdem wurden nur Niederschlagsereignisse mit einer Dauer von weniger als sechs Stunden berücksichtigt, da die im Kronenraum effektiv (d.h. abzüglich von Abtropfverlusten) gespeicherte Wassermenge nur bis zu dem Zeitpunkt weiter ansteigen kann, an dem der Kronenraum wassergesättigt ist. Bei länger andauernden Niederschlagsereignissen wäre zudem die potenzielle Interzeptionsverdunstung eine relevante, zusätzlich zu berücksichtigende Größe, zu der aber keine Messwerte vorlagen. Wie im Wasserhaushaltsmodell vorgegeben, erfolgte die Isolation der Niederschlagsereignisse getrennt nach Schnee und Regen und bei Buche und Eiche zunächst nur für die laubfreie Periode. Der messbare Kronenspeicher (KS) wurde aus Freilandniederschlag (FN) abzüglich Kronentraufe (KT) und Stammablauf (ST) berechnet. Die Abhängigkeit des Kronenspeichers vom Freilandniederschlag konnte mit folgender Sättigungsfunktion beschrieben werden:

Formel 4.2:
$$KS = a \cdot FN \div (1 + \frac{a}{b} \cdot FN)$$

Die Anfangssteigung der Funktion (a) wurde als Auffangrate für Niederschlagsaufnahme im Kronenraum interpretiert, der Sättigungswert (b) als maximale Speicherkapazität im Kronenraum. Das getrennte Vorgehen für Schnee- und Regenereignisse ermöglichte die Bestimmung dieser Größen für beide Niederschlagsarten. Über Division mit der für die Interzeption zur Verfügung stehenden projizierten Baumoberfläche (Rindenoberflächenindex – stem area index „SAI“, aus bestandesspezifischen Messungen oder berechnet, vgl. Kapitel 4.2.4) ergaben sich so die Werte für die Speicherkapazität für Regen und Schnee pro SAI-Einheit (in LWF-Brook90 CINTRS und CINTSS) und die Auffangraten für Regen und Schnee pro SAI-Einheit (FRINTS und FSINTS). Die Nadelbaumarten Fichte, Kiefer und Douglasie haben keine laubfreien Perioden. Deshalb wurden hier die SAI-bezogenen Parameterwerte von Eiche übernommen (raue Eichenrinde ist ähnlicher zur Nadelbaumrinde als die glatte Rinde von Buchen). Unter Berücksichtigung der nun festgesetzten Parameter für die Rindenoberfläche konnten anhand der Niederschlagsereignisse im belaubten Zustand die Speicherkapazitäten (CINTRL und CINTSL) und Auffangraten (FRINTL und FSINTL) je projizierter Blattfläche (Blattflächenindex – leaf area index „LAI“, aus bestandesspezifischen Messungen oder berechnet, vgl. Kapitel 4.2.4) ermittelt werden. Die Schwächen dieser empirischen Ableitung der Interzeptionsparameter liegen in der Abhängigkeit der Berechnungen von Messdaten mit nur ausreichender Genauigkeit (SAI, LAI), dem auch von Einzelereignissen abhängigen Approximationsverfahren, der je nach Baumart und Niederschlagstyp (z.B. Schneefall in der belaubten Zeit) zum Teil schmalen Datenbasis und der bei Nadelbäumen nötigen Annahmen zu den SAI-bezogenen Interzeptionsparametern. Die Übertragbarkeit der so an einer begrenzten Anzahl geeigneter Flächen abgeleiteten Interzeptionsparameter auf alle verfügbaren Intensivmonitoringflächen wurde daher in einem zusätzlichen Validierungsschritt geprüft und die Interzeptionsparameter auf dieser Basis noch einmal angepasst. Die Validierung geschah über die auf den Intensivmonitoringflächen meist ein- oder zweiwöchentlich gesammelten Niederschlagsmengen in Freiland und Bestand unter Berücksichtigung des Stammablaufs.

Blattleitfähigkeit

Zur baumartenspezifischen Festlegung der Blattleitfähigkeit wurden Werte einer Literaturstudie (Hoshika et al.,

2018) genutzt. Die Auswertung zeigte, dass die in der Literatur zu findenden gemessenen baumartenspezifischen Werte einen recht weiten Bereich einnehmen können (Tabelle 4.2). Für im Projekt bedeutsame Baumarten wie Fichte und Douglasie, fand sich dort zudem nur eine geringe Anzahl von Untersuchungen. Eine Ausweitung auf Gattungsebene (Tabelle 4.3) schien fachlich notwendig. Der Vergleich modellierter Tagesdifferenzen der Bodenwassergehalte mit entsprechenden Messungen in verschiedenen Bodentiefen unter Berücksichtigung des Skeletthalts legte für Fichte eine Orientierung am oberen Ende des Wertebereichs nahe ($0,0035 \text{ m s}^{-1}$), während für Buche ($0,006 \text{ m s}^{-1}$), Eiche ($0,007 \text{ m s}^{-1}$) und Kiefer ($0,0045 \text{ m s}^{-1}$) die Ergebnisse etwas unterhalb des Mittelwerts gewählt wurde. Für Douglasie stand keine geeignete Validierungsfläche zur Verfügung. Die Blattleitfähigkeit wurde hier auf $0,0025 \text{ m s}^{-1}$ gesetzt.

Tabelle 4.2: Blattleitfähigkeit relevanter Baumarten aus der Literaturstudie von Hoshika et al. (2018).

Baumart	Anzahl	Mittelwert GLMAX [m s^{-1}]	Min GLMAX [m s^{-1}]	Max GLMAX [m s^{-1}]
<i>Abies alba</i>	1	0.0055		
<i>Fagus sylvatica</i>	8	0.0069	0.0039	0.0091
<i>Larix decidua</i>	7	0.0042	0.0026	0.0087
<i>Picea abies</i>	2	0.0021	0.0013	0.0029
<i>Pinus sylvestris</i>	4	0.0050	0.0029	0.0079
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	2	0.0023	0.0021	0.0025
<i>Quercus petraea</i>	6	0.0081	0.0053	0.0099
<i>Quercus robur</i>	5	0.0103	0.0067	0.0125

Tabelle 4.3: Blattleitfähigkeit relevanter Baumgattungen aus der Literaturstudie von Hoshika et al. (2018).

Baumgattung	Anzahl	Mittelwert GLMAX [m s^{-1}]	Min GLMAX [m s^{-1}]	Max GLMAX [m s^{-1}]
<i>Abies</i>	1	0.0055		
<i>Fagus</i>	15	0.0069	0.0031	0.0116
<i>Larix</i>	9	0.0045	0.0026	0.0087
<i>Picea</i>	6	0.0024	0.0013	0.0034
<i>Pinus</i>	24	0.0047	0.0026	0.0087
<i>Pseudotsuga</i>	2	0.0023	0.0021	0.0025
<i>Quercus</i>	60	0.0068	0.0016	0.0132
<i>Quercus ohne Quercus ilex</i>	42	0.0077	0.0034	0.0132

Durchwurzelungstiefe und Feinwurzelverteilung

Die Durchwurzelungstiefen (Mineralbodentiefe in cm) wurde in Anlehnung an Czajkowski et al. (2009) vorgegeben. Die Werte entsprechen etwa dem dort angegebenen 75%-Quantil mit zusätzlicher Differenzierung für Buche/Douglasie (etwas niedriger) und Eiche/Kiefer (etwas höher). Verwendet wurden als maximale Durchwurzelungstiefen für Buche und Douglasie 160 cm, für Eiche und Kiefer 200 cm und für Fichte 120 cm.

Zur Differenzierung der Feinwurzelverteilung zwischen Laub- und Nadelwäldern wurden die β -Werte zur Berechnung der Feinwurzelverteilung nach Gale & Grigal (1987) leicht unterschiedlich belegt. Verwendet wurden die Werte 0,966 für temperierte Laubwälder und 0,976 für temperierte Nadelwälder wie in Jackson et al. (1996, zitiert nach Meesenburg et al., 2004) empfohlen. Da dort für Nadelwälder flachwurzelnde Fichtenbestände und tiefer wurzelnde Kiefernbestände zusammen ausgewertet wurden, liegt der Schwerpunkt der Feinwurzelverteilung von Nadelwäldern etwas tiefer als für Laubwälder. Flachwurzelnde Fichtenbestände werden dadurch nur schlecht repräsentiert und sollten mit etwas niedrigeren β -Werten modelliert werden. Vergleiche von Modellläufen ergaben jedoch, dass der Einfluss der Feinwurzelverteilung auf die Transpirationseinschränkung deutlich geringer ausfiel als der Einfluss der Durchwurzelungstiefe.

4.2.4 Bodenspezifische Parameter und Pedotransferfunktionen

Im Gegensatz zu einfachen Speichermodellen nutzt LWF-Brook90 nicht die nutzbare Feldkapazität zur Abbildung hydraulischer Prozesse im Boden, sondern eine Auswahl von Funktionen, die den funktionalen Zusammenhang zwischen Matrixpotenzial und Bodenwassergehalt $\Psi_{(\theta)}$ bzw. Leitfähigkeit und Matrixpotenzial $k_{(\psi)}$ beschreiben. Brook90 (Federer et al. 2003) benutzt hierfür eine modifizierte Clapp und Hornberger Gleichung (Clapp & Hornberger, 1978), die auf den Parametrisierungen von Brooks & Corey (1966) basieren. In LWF-Brook90 kann jedoch auch die Parametrierung der hydraulischen Funktionen nach Mualem-van Genuchten (van Genuchten, 1980; Mualem,

1976) erfolgen. Der entscheidende Vorteil dabei ist eine genauere und kontinuierliche Abbildung im feuchten Boden (oberhalb der Feldkapazität) und die Tatsache, dass für diese Funktionen gerade in der jüngeren Literatur viele aktuelle Pedotransferfunktionen zur Parametrisierung vorliegen. Als kontinuierliche Gleichungen zur Berechnung der Mualem – van Genuchten Parameter stehen Vorschläge nach Wösten et al. (1999), Schaap et al. (2001), Puhlmann & von Wilpert (2011), Teepe et al. (2003), Tóth et al. (2015; verwendet wurde Modell 21) und Zhang & Schaap (2017) zur Verfügung. Bei Wessolek et al. (2009) finden sich entsprechende Angabe für die Bodenarten inklusive einer genaueren bodenartigen Differenzierung innerhalb der Bodenart Sand (Fein-, Mittel- und Grobsand). Zur vergleichenden Evaluierung der verschiedenen Pedotransferfunktionen wurden kontinuierliche Messungen zu Wassergehalts- und Wasserleitfähigkeitskurven von 48 Bodenhorizonten bis 1 m Tiefe aus zwölf Bodenprofilen genutzt. Die gewählten Horizonte stammten aus allen Tiefenstufen und repräsentierten ein ausgewogenes Spektrum von Bodenarten und Lagerungsdichten. Durch Beprobung der Ah-Horizonte wurden auch Bodenproben mit hohem Humusgehalt berücksichtigt. Die 48 Proben konnten in sechs Bodenartengruppen zu je acht Proben unterteilt werden: stark sandig (Ss, St2), sandig (Sl2, Sl3, Sl4, St2), sandig lehmig (Ls2, Ls3, Ls4), stark schluffig (Lu, Tu3, Ut3, Ut4), tonig lehmig (Lt2, Lts, Ts4) und stark tonig (Lt3, Tl, Ts3, Tt, Tu2). Die Überprüfung der Pedotransferfunktionen fand für alle Horizonte gemeinsam und getrennt nach den 6 Bodenartengruppen statt.

Die Messung der Beziehungen erfolgte über das HYPROP[®]-Verfahren (METER Group AG, 2018). Der Vergleich von Messung und Ergebnissen der Pedotransferfunktionen wurde anhand der sogenannten Spline-Punkte durchgeführt, die nach einem definierten Verfahren entlang der kontinuierlichen Kurve abgegriffen wurden (Peters & Durner, 2008). Pro Horizont standen so durchschnittlich 685 Werte für die pF-Kurve und 125 Werte für die Wasserleitfähigkeitsbeziehung zur Verfügung. Der erfasste Matrixpotenzialbereich der pF-Kurven begann nahe der Wassersättigung (pF -0,7) und reichte durch Mitauswertung des Lufteintrittspunkts der Tensiometer bis pF 3,8. Die auswertbaren Werte der Wasserleitfähigkeit (ausgewertet als Zehnerlogarithmus der Wasserleitfähigkeit in mm pro Tag) starteten zwischen pF -1,4 und 2,2 und endeten mit pF-Werten zwischen 2,9 und 3,7 deutlich vor dem permanenten Welkepunkt (pF 4,2).

Zur Bewertung der PTFs wurden als Gütemaße der Quadratwurzelfehler (RMSE) und für die pF-Kurven ein über die Steigung (m) der Regressionsgeraden gewichtetes Bestimmtheitsmaß (R^2_{gew} , Krause et al., 2005) verwendet:

Formel 4.3

$$R^2_{gew} = \begin{cases} R^2 \cdot m & \text{für } m \geq 1 \\ R^2 \div m & \text{für } m < 1 \end{cases}$$

Das gewichtete Bestimmtheitsmaß fokussiert auf den Vergleich des Kurvenverlaufs und vernachlässigt den Bias, also eine reine Verschiebung der Schätzwerte gegenüber den Messungen. Dies ist insbesondere für die pF-Kurven sinnvoll, da hier eine reine Parallelverschiebung im Wasserhaushaltsmodell ohne Einfluss auf die Wassergehaltsänderung bleibt. Dies gilt allerdings nicht für die Wasserleitfähigkeit.

4.2.5 Bestandsspezifische Parameter im Wasserhaushaltsmodell LWF-Brook90

Blattflächenindex (LAI)

Für den Blattflächenindex wurden Funktionen parametrisiert, die es ermöglichen, den LAI über ertragskundliche Kennzahlen aus Inventur- und Monitoringflächen zu schätzen. Sie liefern so auch die Datengrundlagen für die Parametrisierung von Standardbeständen für verschiedene Baumarten im Wasserhaushaltsmodell. Dazu wurde baumartenspezifisch die spezifische Blatt-/Nadelfläche (SLA) in m² projizierte Fläche pro Kilogramm Blatt- bzw. Nadelmasse aus Literaturangaben und eigenen Messungen ermittelt (Tabelle 4.4). Letztendlich wurden für Douglasie, Buche und Eiche mit 5, 20 und 15 m² kg⁻¹ spezifische Blatt-/Nadelflächen verwendet, die nahe der Mittelwerte aus der Literatur lagen. Für Fichte und Kiefer wurden die Werte 3,5 und 4 m² kg⁻¹ gewählt. Diese orientierten sich an den Ergebnissen eigener Messungen (NW-FVA, LWF), die im Mittel deutlich unter den Literaturangaben lagen. Insbesondere bei älteren Literaturquellen ist nicht auszuschließen, dass hohe Werte bei Nadelbäumen auf ungeeignete Bestimmungstechniken zurückzuführen sind. Auch ist oft nicht ausreichend dokumentiert, ob die projizierte oder die gesamte Nadelfläche bestimmt wurde.

Die Berechnung der Blatt-/Nadelmasse auf Einzelbauebene erfolgte über einfache Biomassefunktionen aus Brusthöhendurchmesser (BHD), Baumhöhe und Baumalter (Tabelle 4.5). Die dazu verwendete Datengrundlage entspricht im Wesentlichen den Daten aus Vonderach (2018) bzw. Vonderach et al. (2018). Blattmassen von Buchen

entstammen aus Burger (1950), Pellinen (1986) und Krauß & Heinsdorf (2008), ergänzt mit Messungen an Jungbuchen aus Weis et al. (2006) und Ettl et al. (2018). Für die Eiche wurden Daten aus Burger (1947a) und Schroeder et al. (2017) genutzt. Nadelmassen für die Fichte entstammen den Arbeiten von Kändler & Bösch (2012), Burger (1952, 1953), Pretzsch et al. (2014), Wirth et al. (2004), Weis & Göttlein (2002, 2012a, 2012b, 2016), Weis et al. (2009), Göttlein et al. (2012) und Dietrich et al. (2002). Für die Kiefer wurden Werte aus Burger (1947b), Wirth et al. (1999), Pretzsch et al. (2014), Kändler & Bösch (2012), Heinsdorf & Krauß (1990), Cienciala et al. (2006), Rademacher et al. (1999) und Weis et al. (2014) verwendet. Für die Douglasien dienten Pretzsch et al. (2014) und Kändler & Bösch (2012) als Grundlage.

Tabelle 4.4: Mittelwert (Median in Klammern) und Wertebereich der spezifische Blattflächen in m² projizierte Fläche pro kg Blattmasse.

	Picea abies	Pseudotsuga menziesii	Pinus sylvestris	Fagus sylvatica	Quercus robur/petraea
Literatur gesamt¹	5,44 (5,16) 2,34 - 11,23	5,98 (5,74) 2,47 - 10,78	5,25 (4,76) 2,87 - 9,28	21,71 (21,73) 11,20 - 35,32	15,32 (15,34) 8,33 - 23,90
Literatur ohne Burger	4,87 (4,57) 2,34 - 11,23	5,98 (5,74) 2,47 - 10,78	4,41 (4,30) 2,87 - 7,35	21,40 (21,54) 11,20 - 31,64	14,93 (15,00) 8,33 - 23,90
Burger 1947-1953	6,30 (6,20) 4,50 - 10,13		7,07 (7,02) 5,77 - 9,28	23,27 (23,52) 16,63 - 35,32	16,52 (16,20) 13,61 - 19,51
Messungen NW-FVA	3,55 (3,63) 3,00 - 3,81	5,16 (5,08) 4,63 - 6,10	3,78 (3,80) 3,32 - 4,37	18,35 (17,72) 14,14 - 22,53	12,07 (12,34) 10,65 - 12,89
Messungen LWF	2,92 (2,91) 2,65 - 3,32			21,10 (20,05) 12,93 - 37,60	13,55 (13,66) 11,09 - 15,26
gesamt	4,97 (4,87) 2,34 - 11,23	5,84 (5,52) 2,47 - 10,78	4,90 (4,34) 2,87 - 9,28	20,35 (20,00) 11,20 - 37,60	14,05 (13,40) 8,33 - 23,90

Literaturquellen: Aranda et al. (2004), Bartelink (1997), Bauer et al. (1997), Bouriaud et al. (2003), Forrester et al. (2017), Gebauer et al. (2011), Gower & Richards (1990), Hager & Sterba (1984), Hallenbarter (2002), Burger (1947a, 1947b, 1950, 1952, 1953), Kallweit et al. (2001), Kellomäki et al. (1999), Mencuccini & Bonosi (2001), Oleksyn et al. (1998), Pietsch et al. (2005), Reich et al. (1995), Sellin (2001), Tatarinov & Cienciala (2006), Xiao et al. (2006)

Die Modellbildung für die Blattfläche (LA) von Einzelbäumen erfolgte über den Brusthöhendurchmesser (BHD in cm) allein oder in Kombination mit der Baumhöhe (H in m) und dem Baumalter (A) (Parameter in Tabelle 4.5):

Formel 4.4: $LA = SLA \cdot \exp(l_0 + l_1 \cdot \ln(BHD) + l_2 \cdot \ln(H) + l_3 \cdot \ln(A))$

Tabelle 4.5: Parameter zur Berechnung der Blattfläche von Einzelbäumen aus spezifischer Blattfläche (SLA in m² kg⁻¹), BHD, Höhe und Alter nach Formel 4.4 (n: Anzahl der zur Modellerstellung verwendeten Einzelbäume; RMSE: mittlerer Quadratwurzelfehler; AIC: Akaiikes Informationskriterium; R² = Bestimmtheitsmaß; R²_{adj.}: adjustiertes R²).

Baumart	Modell	SLA	n	l ₀	l ₁	l ₂	l ₃	RMSE	R ²	R ² _{adj.}	AIC
Fichte	BHD [cm]	3,5	1118	-2,3772	1,6088			0,4416	0,8433	0,8432	1351
Kiefer		4	769	-3,2676	1,6026			0,4829	0,8798	0,8796	1069
Douglasie		5	151	-3,6727	1,9187			0,3880	0,8735	0,8727	149
Buche		20	183	-3,5491	1,5862			0,5155	0,9015	0,9010	283
Eiche		15	63	-3,8194	1,6692			0,4989	0,8652	0,8630	97
Fichte	BHD [cm] Höhe [m]	3,5	1118	-1,7428	2,5113	-1,1602		0,3911	0,8772	0,8769	1081
Kiefer		4	765	-2,9529	2,1266	-0,6715		0,4523	0,8947	0,8944	965
Douglasie		5	151	-1,9437	3,0891	-1,7898		0,3181	0,9150	0,9138	91
Buche		20	183	-3,2781	2,4300	-0,9130		0,4529	0,9240	0,9231	237
Eiche		15	63	-2,9771	2,4141	-1,0625		0,4625	0,8841	0,8802	90
Fichte	BHD [cm] Höhe [m] Alter [a]	3,5	1118	-1,2428	2,6176	-1,0750	-0,2669	0,3788	0,8848	0,8845	1012
Kiefer		4	765	-2,5327	2,2767	-0,5706	-0,2836	0,4339	0,9031	0,9027	904
Douglasie		5	151	-1,8295	3,1064	-1,6069	-0,1963	0,3154	0,9164	0,9147	90
Buche		20	164	-2,3099	2,5152	-1,3417	0,0169	0,4462	0,9180	0,9165	211
Eiche		15	53	-2,6711	2,8413	-0,4385	-0,8366	0,3479	0,9401	0,9364	48

Auf Bestandesebene wurden Stammzahl pro Hektar (N), Durchmesser des Grundflächenmittelstamms (Dg in cm), Höhe des Grundflächenmittelstammes (Hg in m), und Bestandsalter (A in Jahren) von Flächeninventuraufnahme und Ertragsstafeln zusammen mit den Parametern aus Tabelle 4.5 genutzt, um den entsprechenden LAI zu ermitteln:

Formel 4.5: $LAI = SLA \cdot N \cdot \exp(l_0 + l_1 \cdot \ln(Dg) + l_2 \cdot \ln(Hg) + l_3 \cdot \ln(A)) \div 10000$

Standen bestimmte Inventurdaten (Alter, Baumhöhe) zum Beispiel für unterständige Teilbestände oder Nebenbaumarten nicht zur Verfügung, wurden die parameterärmeren Biomassefunktionen gewählt (Tabelle 4.5).

Rindenoberflächenindex (SAI)

Der SAI (Stem Area Index) ist im Wasserhaushaltsmodell neben dem LAI für die Interzeption mitverantwortlich. Messungen zum SAI sind für die Validierungsflächen praktisch nicht vorhanden. Analog zum Vorgehen beim LAI wurden deshalb die Mantelflächen von Stammhauptachse, Ästen und Zweigen über Biomasseerhebungen zunächst an Einzelbäumen bestimmt und anschließend zu einer bestandsspezifischen Funktion erweitert.

Für die Stammhauptachse erfolgte die Berechnung aus Messungen des Durchmessers entlang des Stammes von Einzelbäumen aus verschiedenen Projekten zur Biomassebestimmung (Pretzsch et al., 2014; Göttlein et al., 2012; Weis & Göttlein, 2012a, 2012b; Weis et al., 2009; Dietrich et al., 2002). Die Radien (r [cm]) wurden auf starke Abweichungen von der ideellen Stammform geprüft und zwischen BHD und Baumspitze mit einem Polynom 3. Ordnung in Abhängigkeit von der Höhe am Stamm (H_s [m]) gefittet. Die Funktionen wurden so bestimmt, dass bei maximaler Stammhöhe (= Baumhöhe) der Radius den Wert Null annimmt und das Polynom mit steigender Stammhöhe monoton abnehmende Radien erzeugt (Diskriminante 3 · a · c – b² ≥ 0 und a < 0):

Formel 4.6:
$$r = a \cdot H_s^3 + b \cdot H_s^2 + c \cdot H_s + d \quad \text{für } H_s \geq 1,3m$$

Nebenbedingungen:
$$b = b' \cdot \sqrt{3 \cdot a \cdot c}$$

$$d = -(a \cdot H_s^3 + b \cdot H_s^2 + c \cdot H_s)$$

$$a < 0; b' \geq 0; c < 0$$

Zwischen Stammfuß und Brusthöhe wurde ein Polynom 2. Ordnung so bestimmt, dass Wert und Steigung bei 1,3 m Stammhöhe gleich dem gefitteten Polynom 3. Ordnung waren, der Radius bei Stammhöhe Null dem Stammfußradius (R) entsprach.

Formel 4.7:
$$r = e \cdot H_s^2 + f \cdot H_s + R \quad \text{für } H_s < 1,3m$$

Nebenbedingungen:
$$e = [1,3 \cdot (3 \cdot a \cdot 1,3^2 + 2 \cdot b \cdot 1,3 + c) + R - (a \cdot 1,3^3 + b \cdot 1,3^2 + c \cdot 1,3 + d)] \div 1,3^2$$

$$f = (3 \cdot a \cdot 1,3^2 + 2 \cdot b \cdot 1,3 + c) - 2 \cdot 1,3 \cdot e$$

Die Mantelfläche der Stammhauptachse wurde dann durch Aufsummieren von Kegelstumpf-Mantelflächen in Stammhöhen-Schritten von 0,001 m berechnet.

Die Mantelfläche von Ästen und Zweigen wurde aus ihrer Biomasse abgeleitet. Verwendet wurden dieselben Bäume wie zur Bestimmung der Rindenoberfläche an der Stammhauptachse. Unter der Annahme, dass bei Anordnung von Zweigen und Ästen eines Baumes nach ihrem Radius, eine Funktion zwischen Radius (r) und kumulierter Länge (l) des Kronenmaterials existiert, lassen sich Volumen (und Masse) integrativ aus Rotationskörpern bestimmen (Abbildung 4.2).

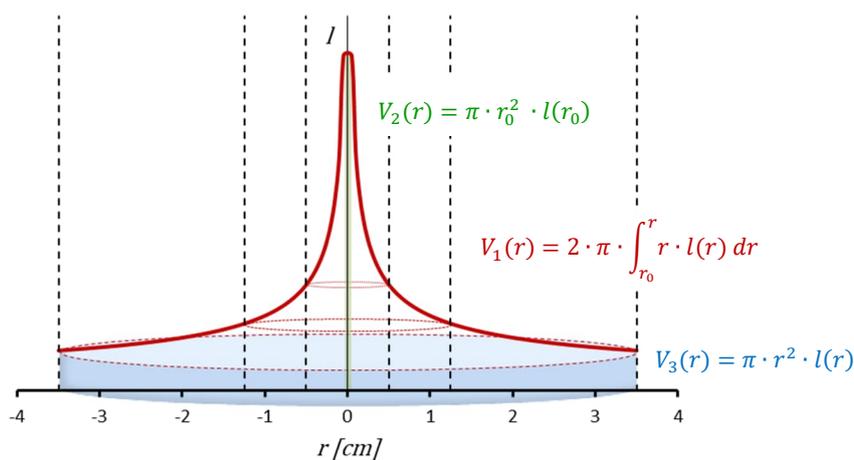


Abbildung 4.2: Berechnung des Volumen von Derbholz, Ästen und Zweigen als Rotationskörper einer Funktion zwischen Radius (r) und kumulierter Länge (l) des Kronenmaterials.

für:

Formel 4.8:
$$l(r) = a \cdot r^b$$

ist:

4 Modellparameter zur Abbildung des Standortwasserhaushalts mit LWF-Brook90

Wendelin Weis, Bernd Ahrends, Stefan Fleck, Raphael Habel, Axel Wellpott

4.1 Einleitung

Der Klimawandel stellt hinsichtlich der für die Baumartenwahl notwendigen Datengrundlagen neue Herausforderungen an das Waldmanagement und die Forstplanung hinsichtlich der für die Baumartenwahl notwendigen Datengrundlagen (Ahrends et al., 2023). Eine unverzichtbare Entscheidungshilfe im Planungsprozess sind räumlich explizite Informationen zu Standort, Waldbeständen und Klima (Thiele et al., 2017; Petzold et al., 2016). Die neuen Herausforderungen hinsichtlich des Nährstoff- und Wasserhaushaltes bestehen darin, dass zunehmend auch zeitlich dynamische Informationen und insbesondere Projektionen der zukünftigen Umweltbedingungen berücksichtigt werden müssen (Jansen et al.; 2008; Ahrends et al., 2022a; Heitkamp et al., 2020; Ziche et al., 2021). Hierbei sind der klassischen Standortsansprache des Wasserhaushaltes im Rahmen der Standortkartierung Grenzen gesetzt (Weis et al., 2020; Mette et al., 2016, Gauer et al., 2011). Es besteht folglich ein großer Bedarf einer modellgestützten und dynamischen Quantifizierung von Kenngrößen des Wasserhaushaltes, um die bestehenden Standortkartierungsverfahren hinsichtlich der perspektivisch vielfältigen Herausforderungen zu objektivieren, zu erweitern und zu aktualisieren. Hierfür bietet sich der Einsatz eines prozessorientierten Wasserhaushaltmodells an, das zusätzlich die Extrapolation auf zukünftige Entwicklungen erlaubt. Schwärzel et al. (2009) zeigen die Möglichkeiten von LWF-Brook90 (Federer et al., 2003; Hammel & Kennel, 2001) für eine objektive und dynamische Ansprache des Wasserhaushaltes für Wälder. Das forsthydrologische Modell simuliert den Wasserhaushalt in täglicher Auflösung und wird häufig verwendet, um die Auswirkungen der Waldbewirtschaftung (Armburster et al., 2004) und des Klimawandels (Schmidt-Walter et al., 2019; Thiele et al., 2017) auf Kenngrößen des Wasserhaushaltes und Trockenstressindikatoren zu bewerten. Aber auch stoffhaushaltliche Untersuchungen und Bilanzierungen kommen ohne Wasserhaushaltssimulationen nicht aus (Ahrends et al., 2021, 2022b; Fleck et al., 2019; Brumme et al., 2021; Weis et al., 2007; Weis et al., 2006), da schon an Einzelstandorten eine direkte Messung der Wasserflüsse – insbesondere die Sickerwasserrate – meistens nicht möglich ist.

Die Anwendung von LWF-Brook90 erfordert jedoch fast 100 Eingangsparameter, die häufig selbst für intensiv untersuchte forstliche Versuchsbestände nur zu einem geringen Anteil direkt messtechnisch erfasst werden. Für die allgemeine Anwendbarkeit und Übertragung eines Modells auf unterschiedliche Standorte und Kartiersysteme ist aber das Vorhandensein von übermäßig vielen, einflussreichen und kalibrierungsbedürftigen Parametern nachteilig. Daher werden von den Modellanwendern häufig global angenäherte Standardwerte (Schmidt-Walter et al., 2019; Panferov et al., 2009; Thiele et al., 2017) oder auf den Einzelstandort kalibrierte Parametersätze (Brumme et al., 2021; Baumgarten et al., 2014; Meesenburg et al., 2016) verwendet. Letztgenannte sind jedoch in ihrer räumlichen Übertragbarkeit begrenzt.

Spank et al. (2013) zeigen, dass LWF-Brook90 mit einer vereinfachten Parametrisierung (voreingestellte Standardwerte) weniger genaue Ergebnisse liefert als das gut parametrisierte und kalibrierte Modell. Speziell hinsichtlich der Parametrisierung sind in der Literatur sehr unterschiedliche Ansätze und verwendete Standardwerte zu finden, so dass eine einfache Einschätzung der Güte von Modellstudien ohne Messwertvergleiche nicht ohne weiteres möglich erscheint. So werden bei vielen Studien die modellgegebenen Möglichkeiten, baumarten- und bestandspezifisch die Transpiration und die Interzeption zu berechnen, ebenso wenig genutzt wie jahreszeitliche (Schmidt-Walter et al., 2019) und jährliche (Vilhar et al., 2010; Ahrends et al. 2019) Anpassungsmöglichkeiten an die Bestandsentwicklung. Auch die selbst bei homogenen Standorts- und Bodenverhältnissen immense horizontale Variabilität (Bouten et al., 1992; Deurer et al., 2000 & 2001; Nielsen et al., 1973; Orfánus et al., 2008; Wessolek et al., 2008) wird meist nicht berücksichtigt. Dabei stehen z. B. für Flächen des intensiven forstlichen Monitorings hierzu gemessene Parametrisierungs-, Validierungs- und Kalibrierungsdaten zur Verfügung und sollten bei Vergleich von Modellläufen mit lokalen Messdaten auch berücksichtigt werden (Hammel & Kennel, 2001).

Bei dem Einsatz von LWF-Brook90 zur großflächigen Beurteilung des Wasserhaushalts in forstlichen Standortinformationssystemen muss wegen der hohen Anzahl zu modellierender Standorte ein Kompromiss zwischen dem Aufwand der adäquaten Modellparametrisierung und der standortscharfen Anwendbarkeit gefunden werden. Eine aufwändige Modellkalibrierung für jeden Einzelstandort ist hier auch auf Grund fehlender Messdaten zur Überprüfung nicht möglich. Das gewählte Vorgehen bei der Ableitung und Überprüfung der erforderlichen Parameter ist in Abbildung 4.1 vereinfacht dargestellt. Entsprechend war es Ziel dieser Untersuchung die aktuell in der Literatur

verwendeten Angaben zu Modellparametern für LWF-Brook90 zusammenzutragen, deren Gültigkeit insbesondere für die sensitiven Parameter nach Möglichkeit durch aktuelle Reviews zu überprüfen und Empfehlungen hinsichtlich geeigneter Parameterwerte und des anzunehmenden Wertebereiches zu präsentieren. Des Weiteren sollten Schätz- und Transferfunktionen gebildet, evaluiert und weiterentwickelt werden, die es erlauben, Modellparameter aus routinemäßig verfügbaren waldwachstumskundlichen und bodenanalytischen Mess- und Geodaten abzuleiten. Dies geschah vor dem Hintergrund, dass zum einen durch vernünftig gewählte Anfangsparameterwerte der Zeit- und Arbeitsaufwand für Sensitivitätsanalysen reduziert werden kann und zum anderen mit den entwickelten Schätzroutinen und Parametersätzen eine länderübergreifende Übertragung in Standortinformationssysteme und auf Flächen forstlicher Inventur und Dauerbeobachtung (Level II, BZE, BWI) ermöglicht wird.

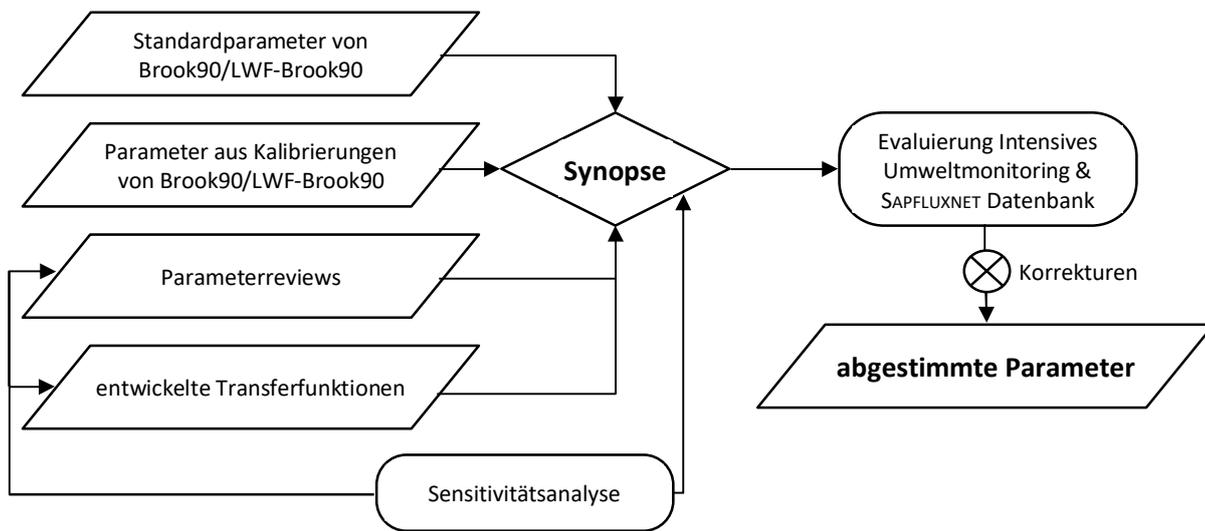


Abbildung 4.1: Vereinfachte Darstellung bei der Ableitung „Globaler Parametersätze“ für LWF-Brook90.

4.2 Methoden

4.2.1 Das Wasserhaushaltsmodellsystem

Zur Modellierung des Standortwasserhaushalts wurde LWF-Brook90 verwendet. Das deterministische Modell ist speziell für Anwendungen im Wald entwickelt, arbeitet in täglicher Auflösung und ist gut geeignet, Eigenschaften der Standortseinheiten (Klima, Relief, Boden) zu berücksichtigen. Es basiert auf dem von Dr. C. A. Federer entwickelten Modell Brook90 (Federer et al., 2003; Federer, 2021) und wurde an der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) modifiziert und erweitert (Hammel & Kennel, 2001). Die technischen und bodenphysikalischen Grundlagen (Transportgleichungen, Rahmenbedingungen, Verdunstungsmodelle, etc.) sind detailliert bei Hammel & Kennel (2001) beschrieben. LWF-Brook90 steht zur freien Nutzung zur Verfügung und ist über Herrn Dr. Lothar Zimmermann (lothar.zimmermann@lwf.bayern.de) erhältlich. Für die großflächige Anwendung des Modells und der dabei nötigen Modellierung sehr vieler Einzelstandorte wurden bestehende Parametrisierungsroutinen verwendet (Baden-Württemberg, Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt: <https://github.com/pschmidwalter/LWFBrook90R>) bzw. neu in Python und R entwickelt (LWF-Bayern; Ansprechpartner: wolfgang.falk@lwf.bayern.de).

Die für Bayern entwickelten Versionen erstellen für jeden Standort die Eingangsdateien „Param.in“ (Modellparameter) und „Climate.in“ (antreibende Klimadaten), ermöglichen die Parallelprozessierung der Modellläufe und fassen die Ergebnisse in geeigneter Form zusammen. Die Python-Version wird dabei zur aktuellen und zukünftigen Darstellung des Wasserhaushalts in Bayern verwendet. Die Version in R stellt eine inhaltlich gleichwertige Alternative dar, die in erster Linie zu Entwicklungs- und Testzwecken verwendet wurde. Am eigentlichen Modellkern der Standardversion von LWF-Brook90 wurden dabei folgende Veränderungen im FORTRAN Code des Modelles hinsichtlich der Ergebnisausgaben vorgenommen:

Ausgabe MISCANN: zusätzlich STRESC, ein Zähler, der alle Tage im Jahr aufsummiert, für die STRES < 0.99 gilt (STRES = tatsächliche Transpiration / potenzielle Transpiration)

Ausgabe SWATANN: insgesamt überarbeitet mit jetzt folgenden Ausgabegrößen

YR	Jahr
NL	Nummer der Tiefenstufe
MAT	Horizonteigenschaften (Material) der Tiefenstufe
PSIM	Matrixpotenzial der Tiefenstufen am letzten Jahrtag [kPa] (zur Fortführung von Modellläufen)
WETTEC	Anzahl der Tage im Jahr mit WETNES > 0,99 pro Tiefenstufe
WETTECV	Anzahl der Tage von Mai bis August mit WETNES > 0,99 pro Tiefenstufe
FCEXCC	Anzahl der Tage im Jahr mit Wassergehalt oberhalb Feldkapazität (pF 1,8) pro Tiefenstufe
SWATAVG	Jahresmittelwert von SWAT (Wasservorrat) der Tiefenstufen, [mm]
SWATMIN	Jahresminimum von SWAT (Wasservorrat) der Tiefenstufen, [mm]
THETA AVG	Jahresmittelwert von THETA (Wassergehalt Feinboden) der Tiefenstufen, [m ³ m ⁻³]
THETA MIN	Jahresminimum von THETA (Wassergehalt Feinboden) der Tiefenstufen, [m ³ m ⁻³]
WETNES AVG	Jahresmittelwert von WETNES (THETA / THETA_max) der Tiefenstufen, [-]
WETNES MIN	Jahresminimum von WETNES (THETA / THETA_max) der Tiefenstufen, [-]
PSIM AVG	Jahresmittelwert von PSIM (Matrixpotenzial) der Tiefenstufen, [kPa]
PSIM MIN	Jahresminimum von PSIM (Matrixpotenzial) der Tiefenstufen, [kPa]
PSIT AVG	Jahresmittelwert von PSIT (Matrix- plus Gravitationspotenzial) der Tiefenstufen, [kPa]
PSIT MIN	Jahresminimum von PSIT (Matrix- plus Gravitationspotenzial) der Tiefenstufen, [kPa]

Für die Wasserhaushaltsdarstellung können z.B. die Indikatoren STRES für das Trockenheitsrisiko und WETTEC für die Einschätzung der Wechselfeuchte (Staunässe) verwendet werden. Anwendungsbeispiele hierfür sind in den länderspezifischen Modellanwendungen beschrieben (Fleck et al., 2023a, 2023b; Habel et al., 2023; Weis et al., 2023; Wellpott et al., 2023).

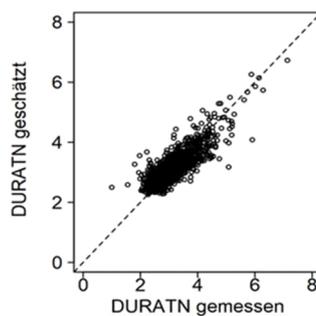
Um eine Möglichkeit zu schaffen, auch den Wasserhaushalt durch Grundwasser beeinflusster Standorte modellhaft abbilden zu können, wurde ein zusätzlicher Parameter (GWLAYER in Param.in) geschaffen, der die Anzahl der Tiefenstufen am Ende des Bodenprofils festlegt, für die der angenommene Grundwasserzustrom Wassersättigung garantiert. Außerdem werden zur Modellierung von Grundwasser das Anfangsmatrixpotenzial (PsiIni in Param.in) und die maximale relative Feinwurzellängendichte (MaxRelRLD in Param.in) in den Tiefenstufen mit Grundwasser auf 0 gesetzt (Wassersättigung und keine Durchwurzelung).

4.2.2 Lagespezifische Parameter im Wasserhaushaltsmodell LWF-Brook90

Neben dem Breitengrad und den aus digitalen Höhenmodellen zu entnehmenden Größen Hangneigung und Exposition, ist unter den flächenspezifischen Parametern vor allem für die durchschnittliche Dauer (in Stunden) von täglichen Niederschlagsereignissen (DURATN) ein geeigneter Wert abzuleiten. Federer (2021) schlägt hier die einheitliche Verwendung von 4 Stunden pro Tag vor. Vor dem Hintergrund der sehr unterschiedlichen jährlichen Niederschlagsmengen in Deutschland und deren Verteilung im Jahresgang, wurde DURATN mit Hilfe der Daten von 1030 Niederschlagsstationen des Deutschen Wetterdienstes (DWD) überprüft und ein flächenspezifisches Vorgehen entwickelt. In Anlehnung an die Dokumentation von Federer (2021) wurden Niederschlagsereignisse größer 0,5 mm pro Stunde berücksichtigt und deren Dauer monatsweise für Tage mit solchen Ereignissen gemittelt. In Abhängigkeit von der mittleren Jahresniederschlagssumme (NI) und Geländehöhe (GH) wurde folgendes Regressionsmodell zur bundesweiten Anwendung parametrisiert (Formel 4.1 und Tabelle 4.1):

Tabelle 4.1: Variablen zur Berechnung der mittleren Dauer täglicher Niederschlagsereignisse nach Formel 4.1. Die Parameter b₀, b₁, b₂ und b₃ werden für alle 12 Monate konstant verwendet.

b ₀	b ₁	b ₂	b ₃	Monat	b ₄
3,194E-01	2,986E-02	-1,156E-02	5,145E-03	Jan	0,000E+00
				Feb	-4,670E-02
				Mar	-2,856E-02
				Apr	-1,331E-01
				Mai	-5,182E-02
				Jun	-1,798E-01
				Jul	-1,510E-01
				Aug	-1,395E-01
				Sep	-4,874E-06
				Okt	4,638E-02
				Nov	7,657E-02
				Dez	1,037E-02



Formel 4.1

$$DURATN = b_0 + b_1 \cdot \sqrt{NI} + b_2 \cdot \ln(GH + 1) + b_3 \cdot \sqrt{GH} + b_4$$

Der Datensatz wurde in 90 % Trainings- und 10 % Validierungsdaten geteilt. Andere Verhältnisse, wie z.B. 70:30 oder 80:20 werden ebenfalls häufig in der Praxis verwendet. Theoretische und numerische Studien zur Optimierung der Einteilung der Datensätze haben jedoch aktuell zu keiner allgemeingültigen Regel geführt (Joseph, 2022). Die Evaluierung des mit den Trainingsdaten parametrisierten Modells mit den zur Validierung zurückgehaltenen Datensätzen bestätigt die Robustheit des einfach anzuwendenden Schätzmodells (RMSE = 0,3543, Bias = 0,0035 und $R^2 = 0,6936$). Es existiert somit eine praxistaugliche und einfach zu implementierende Alternative zur generalisierenden 4-Stunden „Faustregel“.

4.2.3 Baumartenspezifische Parameter im Wasserhaushaltsmodell LWF-Brook90

Interzeption

Messungen zu Freilandniederschlag, Kronentraufe und Stammablauf der verfügbaren Monitoringflächen wurden genutzt, um die Interzeptionsparameter in LWF-Brook90 baumartenspezifisch allgemeingültig abzuleiten. An einem Teilkollektiv von 23 Intensivmonitoringflächen mit geeigneter Messtechnik wurden zeitlich und räumlich repräsentative Niederschlags- und Kronentraufezeitreihen mit einer zeitlichen Auflösung von 15 Minuten und einem durchschnittlichen Beobachtungszeitraum von elf Jahren gewonnen. Anhand dieser Daten wurden zunächst zusammenhängende Niederschlagsereignisse mit weniger als zwei Stunden Niederschlagspause isoliert. Außerdem wurden nur Niederschlagsereignisse mit einer Dauer von weniger als sechs Stunden berücksichtigt, da die im Kronenraum effektiv (d.h. abzüglich von Abtropfverlusten) gespeicherte Wassermenge nur bis zu dem Zeitpunkt weiter ansteigen kann, an dem der Kronenraum wassergesättigt ist. Bei länger andauernden Niederschlagsereignissen wäre zudem die potenzielle Interzeptionsverdunstung eine relevante, zusätzlich zu berücksichtigende Größe, zu der aber keine Messwerte vorlagen. Wie im Wasserhaushaltsmodell vorgegeben, erfolgte die Isolation der Niederschlagsereignisse getrennt nach Schnee und Regen und bei Buche und Eiche zunächst nur für die laubfreie Periode. Der messbare Kronenspeicher (KS) wurde aus Freilandniederschlag (FN) abzüglich Kronentraufe (KT) und Stammablauf (ST) berechnet. Die Abhängigkeit des Kronenspeichers vom Freilandniederschlag konnte mit folgender Sättigungsfunktion beschrieben werden:

Formel 4.2:
$$KS = a \cdot FN \div (1 + \frac{a}{b} \cdot FN)$$

Die Anfangssteigung der Funktion (a) wurde als Auffangrate für Niederschlagsaufnahme im Kronenraum interpretiert, der Sättigungswert (b) als maximale Speicherkapazität im Kronenraum. Das getrennte Vorgehen für Schnee- und Regenereignisse ermöglichte die Bestimmung dieser Größen für beide Niederschlagsarten. Über Division mit der für die Interzeption zur Verfügung stehenden projizierten Baumoberfläche (Rindenoberflächenindex – stem area index „SAI“, aus bestandesspezifischen Messungen oder berechnet, vgl. Kapitel 4.2.4) ergaben sich so die Werte für die Speicherkapazität für Regen und Schnee pro SAI-Einheit (in LWF-Brook90 CINTRS und CINTSS) und die Auffangraten für Regen und Schnee pro SAI-Einheit (FRINTS und FSINTS). Die Nadelbaumarten Fichte, Kiefer und Douglasie haben keine laubfreien Perioden. Deshalb wurden hier die SAI-bezogenen Parameterwerte von Eiche übernommen (raue Eichenrinde ist ähnlicher zur Nadelbaumrinde als die glatte Rinde von Buchen). Unter Berücksichtigung der nun festgesetzten Parameter für die Rindenoberfläche konnten anhand der Niederschlagsereignisse im belaubten Zustand die Speicherkapazitäten (CINTRL und CINTSL) und Auffangraten (FRINTL und FSINTL) je projizierter Blattfläche (Blattflächenindex – leaf area index „LAI“, aus bestandesspezifischen Messungen oder berechnet, vgl. Kapitel 4.2.4) ermittelt werden. Die Schwächen dieser empirischen Ableitung der Interzeptionsparameter liegen in der Abhängigkeit der Berechnungen von Messdaten mit nur ausreichender Genauigkeit (SAI, LAI), dem auch von Einzelereignissen abhängigen Approximationsverfahren, der je nach Baumart und Niederschlagstyp (z.B. Schneefall in der belaubten Zeit) zum Teil schmalen Datenbasis und der bei Nadelbäumen nötigen Annahmen zu den SAI-bezogenen Interzeptionsparametern. Die Übertragbarkeit der so an einer begrenzten Anzahl geeigneter Flächen abgeleiteten Interzeptionsparameter auf alle verfügbaren Intensivmonitoringflächen wurde daher in einem zusätzlichen Validierungsschritt geprüft und die Interzeptionsparameter auf dieser Basis noch einmal angepasst. Die Validierung geschah über die auf den Intensivmonitoringflächen meist ein- oder zweiwöchentlich gesammelten Niederschlagsmengen in Freiland und Bestand unter Berücksichtigung des Stammablaufs.

Blattleitfähigkeit

Zur baumartenspezifischen Festlegung der Blattleitfähigkeit wurden Werte einer Literaturstudie (Hoshika et al.,

2018) genutzt. Die Auswertung zeigte, dass die in der Literatur zu findenden gemessenen baumartenspezifischen Werte einen recht weiten Bereich einnehmen können (Tabelle 4.2). Für im Projekt bedeutsame Baumarten wie Fichte und Douglasie, fand sich dort zudem nur eine geringe Anzahl von Untersuchungen. Eine Ausweitung auf Gattungsebene (Tabelle 4.3) schien fachlich notwendig. Der Vergleich modellierter Tagesdifferenzen der Bodenwassergehalte mit entsprechenden Messungen in verschiedenen Bodentiefen unter Berücksichtigung des Skeletthalts legte für Fichte eine Orientierung am oberen Ende des Wertebereichs nahe ($0,0035 \text{ m s}^{-1}$), während für Buche ($0,006 \text{ m s}^{-1}$), Eiche ($0,007 \text{ m s}^{-1}$) und Kiefer ($0,0045 \text{ m s}^{-1}$) die Ergebnisse etwas unterhalb des Mittelwerts gewählt wurde. Für Douglasie stand keine geeignete Validierungsfläche zur Verfügung. Die Blattleitfähigkeit wurde hier auf $0,0025 \text{ m s}^{-1}$ gesetzt.

Tabelle 4.2: Blattleitfähigkeit relevanter Baumarten aus der Literaturstudie von Hoshika et al. (2018).

Baumart	Anzahl	Mittelwert GLMAX [m s^{-1}]	Min GLMAX [m s^{-1}]	Max GLMAX [m s^{-1}]
<i>Abies alba</i>	1	0.0055		
<i>Fagus sylvatica</i>	8	0.0069	0.0039	0.0091
<i>Larix decidua</i>	7	0.0042	0.0026	0.0087
<i>Picea abies</i>	2	0.0021	0.0013	0.0029
<i>Pinus sylvestris</i>	4	0.0050	0.0029	0.0079
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	2	0.0023	0.0021	0.0025
<i>Quercus petraea</i>	6	0.0081	0.0053	0.0099
<i>Quercus robur</i>	5	0.0103	0.0067	0.0125

Tabelle 4.3: Blattleitfähigkeit relevanter Baumgattungen aus der Literaturstudie von Hoshika et al. (2018).

Baumgattung	Anzahl	Mittelwert GLMAX [m s^{-1}]	Min GLMAX [m s^{-1}]	Max GLMAX [m s^{-1}]
<i>Abies</i>	1	0.0055		
<i>Fagus</i>	15	0.0069	0.0031	0.0116
<i>Larix</i>	9	0.0045	0.0026	0.0087
<i>Picea</i>	6	0.0024	0.0013	0.0034
<i>Pinus</i>	24	0.0047	0.0026	0.0087
<i>Pseudotsuga</i>	2	0.0023	0.0021	0.0025
<i>Quercus</i>	60	0.0068	0.0016	0.0132
<i>Quercus ohne Quercus ilex</i>	42	0.0077	0.0034	0.0132

Durchwurzelungstiefe und Feinwurzelverteilung

Die Durchwurzelungstiefen (Mineralbodentiefe in cm) wurde in Anlehnung an Czajkowski et al. (2009) vorgegeben. Die Werte entsprechen etwa dem dort angegebenen 75%-Quantil mit zusätzlicher Differenzierung für Buche/Douglasie (etwas niedriger) und Eiche/Kiefer (etwas höher). Verwendet wurden als maximale Durchwurzelungstiefen für Buche und Douglasie 160 cm, für Eiche und Kiefer 200 cm und für Fichte 120 cm.

Zur Differenzierung der Feinwurzelverteilung zwischen Laub- und Nadelwäldern wurden die β -Werte zur Berechnung der Feinwurzelverteilung nach Gale & Grigal (1987) leicht unterschiedlich belegt. Verwendet wurden die Werte 0,966 für temperierte Laubwälder und 0,976 für temperierte Nadelwälder wie in Jackson et al. (1996, zitiert nach Meesenburg et al., 2004) empfohlen. Da dort für Nadelwälder flachwurzelnde Fichtenbestände und tiefer wurzelnde Kiefernbestände zusammen ausgewertet wurden, liegt der Schwerpunkt der Feinwurzelverteilung von Nadelwäldern etwas tiefer als für Laubwälder. Flachwurzelnde Fichtenbestände werden dadurch nur schlecht repräsentiert und sollten mit etwas niedrigeren β -Werten modelliert werden. Vergleiche von Modellläufen ergaben jedoch, dass der Einfluss der Feinwurzelverteilung auf die Transpirationseinschränkung deutlich geringer ausfiel als der Einfluss der Durchwurzelungstiefe.

4.2.4 Bodenspezifische Parameter und Pedotransferfunktionen

Im Gegensatz zu einfachen Speichermodellen nutzt LWF-Brook90 nicht die nutzbare Feldkapazität zur Abbildung hydraulischer Prozesse im Boden, sondern eine Auswahl von Funktionen, die den funktionalen Zusammenhang zwischen Matrixpotenzial und Bodenwassergehalt $\Psi_{(\theta)}$ bzw. Leitfähigkeit und Matrixpotenzial $k_{(\psi)}$ beschreiben. Brook90 (Federer et al. 2003) benutzt hierfür eine modifizierte Clapp und Hornberger Gleichung (Clapp & Hornberger, 1978), die auf den Parametrisierungen von Brooks & Corey (1966) basieren. In LWF-Brook90 kann jedoch auch die Parametrierung der hydraulischen Funktionen nach Mualem-van Genuchten (van Genuchten, 1980; Mualem,

1976) erfolgen. Der entscheidende Vorteil dabei ist eine genauere und kontinuierliche Abbildung im feuchten Boden (oberhalb der Feldkapazität) und die Tatsache, dass für diese Funktionen gerade in der jüngeren Literatur viele aktuelle Pedotransferfunktionen zur Parametrisierung vorliegen. Als kontinuierliche Gleichungen zur Berechnung der Mualem – van Genuchten Parameter stehen Vorschläge nach Wösten et al. (1999), Schaap et al. (2001), Puhlmann & von Wilpert (2011), Teepe et al. (2003), Tóth et al. (2015; verwendet wurde Modell 21) und Zhang & Schaap (2017) zur Verfügung. Bei Wessolek et al. (2009) finden sich entsprechende Angabe für die Bodenarten inklusive einer genaueren bodenartigen Differenzierung innerhalb der Bodenart Sand (Fein-, Mittel- und Grobsand). Zur vergleichenden Evaluierung der verschiedenen Pedotransferfunktionen wurden kontinuierliche Messungen zu Wassergehalts- und Wasserleitfähigkeitskurven von 48 Bodenhorizonten bis 1 m Tiefe aus zwölf Bodenprofilen genutzt. Die gewählten Horizonte stammten aus allen Tiefenstufen und repräsentierten ein ausgewogenes Spektrum von Bodenarten und Lagerungsdichten. Durch Beprobung der Ah-Horizonte wurden auch Bodenproben mit hohem Humusgehalt berücksichtigt. Die 48 Proben konnten in sechs Bodenartengruppen zu je acht Proben unterteilt werden: stark sandig (Ss, St2), sandig (Sl2, Sl3, Sl4, St2), sandig lehmig (Ls2, Ls3, Ls4), stark schluffig (Lu, Tu3, Ut3, Ut4), tonig lehmig (Lt2, Lts, Ts4) und stark tonig (Lt3, Tl, Ts3, Tt, Tu2). Die Überprüfung der Pedotransferfunktionen fand für alle Horizonte gemeinsam und getrennt nach den 6 Bodenartengruppen statt.

Die Messung der Beziehungen erfolgte über das HYPROP[®]-Verfahren (METER Group AG, 2018). Der Vergleich von Messung und Ergebnissen der Pedotransferfunktionen wurde anhand der sogenannten Spline-Punkte durchgeführt, die nach einem definierten Verfahren entlang der kontinuierlichen Kurve abgegriffen wurden (Peters & Durner, 2008). Pro Horizont standen so durchschnittlich 685 Werte für die pF-Kurve und 125 Werte für die Wasserleitfähigkeitsbeziehung zur Verfügung. Der erfasste Matrixpotenzialbereich der pF-Kurven begann nahe der Wassersättigung (pF -0,7) und reichte durch Mitauswertung des Lufteintrittspunkts der Tensiometer bis pF 3,8. Die auswertbaren Werte der Wasserleitfähigkeit (ausgewertet als Zehnerlogarithmus der Wasserleitfähigkeit in mm pro Tag) starteten zwischen pF -1,4 und 2,2 und endeten mit pF-Werten zwischen 2,9 und 3,7 deutlich vor dem permanenten Welkepunkt (pF 4,2).

Zur Bewertung der PTFs wurden als Gütemaße der Quadratwurzelfehler (RMSE) und für die pF-Kurven ein über die Steigung (m) der Regressionsgeraden gewichtetes Bestimmtheitsmaß (R^2_{gew} , Krause et al., 2005) verwendet:

Formel 4.3

$$R^2_{gew} = \begin{cases} R^2 \cdot m & \text{für } m \geq 1 \\ R^2 \div m & \text{für } m < 1 \end{cases}$$

Das gewichtete Bestimmtheitsmaß fokussiert auf den Vergleich des Kurvenverlaufs und vernachlässigt den Bias, also eine reine Verschiebung der Schätzwerte gegenüber den Messungen. Dies ist insbesondere für die pF-Kurven sinnvoll, da hier eine reine Parallelverschiebung im Wasserhaushaltsmodell ohne Einfluss auf die Wassergehaltsänderung bleibt. Dies gilt allerdings nicht für die Wasserleitfähigkeit.

4.2.5 Bestandsspezifische Parameter im Wasserhaushaltsmodell LWF-Brook90

Blattflächenindex (LAI)

Für den Blattflächenindex wurden Funktionen parametrisiert, die es ermöglichen, den LAI über ertragskundliche Kennzahlen aus Inventur- und Monitoringflächen zu schätzen. Sie liefern so auch die Datengrundlagen für die Parametrisierung von Standardbeständen für verschiedene Baumarten im Wasserhaushaltsmodell. Dazu wurde baumartenspezifisch die spezifische Blatt-/Nadelfläche (SLA) in m² projizierte Fläche pro Kilogramm Blatt- bzw. Nadelmasse aus Literaturangaben und eigenen Messungen ermittelt (Tabelle 4.4). Letztendlich wurden für Douglasie, Buche und Eiche mit 5, 20 und 15 m² kg⁻¹ spezifische Blatt-/Nadelflächen verwendet, die nahe der Mittelwerte aus der Literatur lagen. Für Fichte und Kiefer wurden die Werte 3,5 und 4 m² kg⁻¹ gewählt. Diese orientierten sich an den Ergebnissen eigener Messungen (NW-FVA, LWF), die im Mittel deutlich unter den Literaturangaben lagen. Insbesondere bei älteren Literaturquellen ist nicht auszuschließen, dass hohe Werte bei Nadelbäumen auf ungeeignete Bestimmungstechniken zurückzuführen sind. Auch ist oft nicht ausreichend dokumentiert, ob die projizierte oder die gesamte Nadelfläche bestimmt wurde.

Die Berechnung der Blatt-/Nadelmasse auf Einzelbauebene erfolgte über einfache Biomassefunktionen aus Brusthöhendurchmesser (BHD), Baumhöhe und Baumalter (Tabelle 4.5). Die dazu verwendete Datengrundlage entspricht im Wesentlichen den Daten aus Vonderach (2018) bzw. Vonderach et al. (2018). Blattmassen von Buchen

entstammen aus Burger (1950), Pellinen (1986) und Krauß & Heinsdorf (2008), ergänzt mit Messungen an Jungbuchen aus Weis et al. (2006) und Ettl et al. (2018). Für die Eiche wurden Daten aus Burger (1947a) und Schroeder et al. (2017) genutzt. Nadelmassen für die Fichte entstammen den Arbeiten von Kändler & Bösch (2012), Burger (1952, 1953), Pretzsch et al. (2014), Wirth et al. (2004), Weis & Göttlein (2002, 2012a, 2012b, 2016), Weis et al. (2009), Göttlein et al. (2012) und Dietrich et al. (2002). Für die Kiefer wurden Werte aus Burger (1947b), Wirth et al. (1999), Pretzsch et al. (2014), Kändler & Bösch (2012), Heinsdorf & Krauß (1990), Cienciala et al. (2006), Rademacher et al. (1999) und Weis et al. (2014) verwendet. Für die Douglasien dienten Pretzsch et al. (2014) und Kändler & Bösch (2012) als Grundlage.

Tabelle 4.4: Mittelwert (Median in Klammern) und Wertebereich der spezifische Blattflächen in m² projizierte Fläche pro kg Blattmasse.

	Picea abies	Pseudotsuga menziesii	Pinus sylvestris	Fagus sylvatica	Quercus robur/petraea
Literatur gesamt¹	5,44 (5,16) 2,34 - 11,23	5,98 (5,74) 2,47 - 10,78	5,25 (4,76) 2,87 - 9,28	21,71 (21,73) 11,20 - 35,32	15,32 (15,34) 8,33 - 23,90
Literatur ohne Burger	4,87 (4,57) 2,34 - 11,23	5,98 (5,74) 2,47 - 10,78	4,41 (4,30) 2,87 - 7,35	21,40 (21,54) 11,20 - 31,64	14,93 (15,00) 8,33 - 23,90
Burger 1947-1953	6,30 (6,20) 4,50 - 10,13		7,07 (7,02) 5,77 - 9,28	23,27 (23,52) 16,63 - 35,32	16,52 (16,20) 13,61 - 19,51
Messungen NW-FVA	3,55 (3,63) 3,00 - 3,81	5,16 (5,08) 4,63 - 6,10	3,78 (3,80) 3,32 - 4,37	18,35 (17,72) 14,14 - 22,53	12,07 (12,34) 10,65 - 12,89
Messungen LWF	2,92 (2,91) 2,65 - 3,32			21,10 (20,05) 12,93 - 37,60	13,55 (13,66) 11,09 - 15,26
gesamt	4,97 (4,87) 2,34 - 11,23	5,84 (5,52) 2,47 - 10,78	4,90 (4,34) 2,87 - 9,28	20,35 (20,00) 11,20 - 37,60	14,05 (13,40) 8,33 - 23,90

Literaturquellen: Aranda et al. (2004), Bartelink (1997), Bauer et al. (1997), Bouriaud et al. (2003), Forrester et al. (2017), Gebauer et al. (2011), Gower & Richards (1990), Hager & Sterba (1984), Hallenbarter (2002), Burger (1947a, 1947b, 1950, 1952, 1953), Kallweit et al. (2001), Kellomäki et al. (1999), Mencuccini & Bonosi (2001), Oleksyn et al. (1998), Pietsch et al. (2005), Reich et al. (1995), Sellin (2001), Tatarinov & Cienciala (2006), Xiao et al. (2006)

Die Modellbildung für die Blattfläche (LA) von Einzelbäumen erfolgte über den Brusthöhendurchmesser (BHD in cm) allein oder in Kombination mit der Baumhöhe (H in m) und dem Baumalter (A) (Parameter in Tabelle 4.5):

Formel 4.4:
$$LA = SLA \cdot \exp(l_0 + l_1 \cdot \ln(BHD) + l_2 \cdot \ln(H) + l_3 \cdot \ln(A))$$

Tabelle 4.5: Parameter zur Berechnung der Blattfläche von Einzelbäumen aus spezifischer Blattfläche (SLA in m² kg⁻¹), BHD, Höhe und Alter nach Formel 4.4 (n: Anzahl der zur Modellerstellung verwendeten Einzelbäume; RMSE: mittlerer Quadratwurzelfehler; AIC: Akaiikes Informationskriterium; R² = Bestimmtheitsmaß; R²_{adj.}: adjustiertes R²).

Baumart	Modell	SLA	n	l ₀	l ₁	l ₂	l ₃	RMSE	R ²	R ² _{adj.}	AIC
Fichte	BHD [cm]	3,5	1118	-2,3772	1,6088			0,4416	0,8433	0,8432	1351
Kiefer		4	769	-3,2676	1,6026			0,4829	0,8798	0,8796	1069
Douglasie		5	151	-3,6727	1,9187			0,3880	0,8735	0,8727	149
Buche		20	183	-3,5491	1,5862			0,5155	0,9015	0,9010	283
Eiche		15	63	-3,8194	1,6692			0,4989	0,8652	0,8630	97
Fichte	BHD [cm] Höhe [m]	3,5	1118	-1,7428	2,5113	-1,1602		0,3911	0,8772	0,8769	1081
Kiefer		4	765	-2,9529	2,1266	-0,6715		0,4523	0,8947	0,8944	965
Douglasie		5	151	-1,9437	3,0891	-1,7898		0,3181	0,9150	0,9138	91
Buche		20	183	-3,2781	2,4300	-0,9130		0,4529	0,9240	0,9231	237
Eiche		15	63	-2,9771	2,4141	-1,0625		0,4625	0,8841	0,8802	90
Fichte	BHD [cm] Höhe [m] Alter [a]	3,5	1118	-1,2428	2,6176	-1,0750	-0,2669	0,3788	0,8848	0,8845	1012
Kiefer		4	765	-2,5327	2,2767	-0,5706	-0,2836	0,4339	0,9031	0,9027	904
Douglasie		5	151	-1,8295	3,1064	-1,6069	-0,1963	0,3154	0,9164	0,9147	90
Buche		20	164	-2,3099	2,5152	-1,3417	0,0169	0,4462	0,9180	0,9165	211
Eiche		15	53	-2,6711	2,8413	-0,4385	-0,8366	0,3479	0,9401	0,9364	48

Auf Bestandesebene wurden Stammzahl pro Hektar (N), Durchmesser des Grundflächenmittelstamms (Dg in cm), Höhe des Grundflächenmittelstammes (Hg in m), und Bestandsalter (A in Jahren) von Flächeninventuraufnahme und Ertragsstafeln zusammen mit den Parametern aus Tabelle 4.5 genutzt, um den entsprechenden LAI zu ermitteln:

Formel 4.5:
$$LAI = SLA \cdot N \cdot \exp(l_0 + l_1 \cdot \ln(Dg) + l_2 \cdot \ln(Hg) + l_3 \cdot \ln(A)) \div 10000$$

Standen bestimmte Inventurdaten (Alter, Baumhöhe) zum Beispiel für unterständige Teilbestände oder Nebenbaumarten nicht zur Verfügung, wurden die parameterärmeren Biomassefunktionen gewählt (Tabelle 4.5).

Rindenoberflächenindex (SAI)

Der SAI (Stem Area Index) ist im Wasserhaushaltsmodell neben dem LAI für die Interzeption mitverantwortlich. Messungen zum SAI sind für die Validierungsflächen praktisch nicht vorhanden. Analog zum Vorgehen beim LAI wurden deshalb die Mantelflächen von Stammhauptachse, Ästen und Zweigen über Biomasseerhebungen zunächst an Einzelbäumen bestimmt und anschließend zu einer bestandsspezifischen Funktion erweitert.

Für die Stammhauptachse erfolgte die Berechnung aus Messungen des Durchmessers entlang des Stammes von Einzelbäumen aus verschiedenen Projekten zur Biomassebestimmung (Pretzsch et al., 2014; Göttlein et al., 2012; Weis & Göttlein, 2012a, 2012b; Weis et al., 2009; Dietrich et al., 2002). Die Radien (r [cm]) wurden auf starke Abweichungen von der ideellen Stammform geprüft und zwischen BHD und Baumspitze mit einem Polynom 3. Ordnung in Abhängigkeit von der Höhe am Stamm (H_s [m]) gefittet. Die Funktionen wurden so bestimmt, dass bei maximaler Stammhöhe (= Baumhöhe) der Radius den Wert Null annimmt und das Polynom mit steigender Stammhöhe monoton abnehmende Radien erzeugt (Diskriminante 3 · a · c – b² ≥ 0 und a < 0):

Formel 4.6:
$$r = a \cdot H_s^3 + b \cdot H_s^2 + c \cdot H_s + d \quad \text{für } H_s \geq 1,3m$$

Nebenbedingungen:
$$\begin{aligned} b &= b' \cdot \sqrt{3 \cdot a \cdot c} \\ d &= -(a \cdot H_s^3 + b \cdot H_s^2 + c \cdot H_s) \\ a &< 0; b' \geq 0; c < 0 \end{aligned}$$

Zwischen Stammfuß und Brusthöhe wurde ein Polynom 2. Ordnung so bestimmt, dass Wert und Steigung bei 1,3 m Stammhöhe gleich dem gefitteten Polynom 3. Ordnung waren, der Radius bei Stammhöhe Null dem Stammfußradius (R) entsprach.

Formel 4.7:
$$r = e \cdot H_s^2 + f \cdot H_s + R \quad \text{für } H_s < 1,3m$$

Nebenbedingungen:
$$\begin{aligned} e &= [1,3 \cdot (3 \cdot a \cdot 1,3^2 + 2 \cdot b \cdot 1,3 + c) + R - (a \cdot 1,3^3 + b \cdot 1,3^2 + c \cdot 1,3 + d)] \div 1,3^2 \\ f &= (3 \cdot a \cdot 1,3^2 + 2 \cdot b \cdot 1,3 + c) - 2 \cdot 1,3 \cdot e \end{aligned}$$

Die Mantelfläche der Stammhauptachse wurde dann durch Aufsummieren von Kegelstumpf-Mantelflächen in Stammhöhen-Schritten von 0,001 m berechnet.

Die Mantelfläche von Ästen und Zweigen wurde aus ihrer Biomasse abgeleitet. Verwendet wurden dieselben Bäume wie zur Bestimmung der Rindenoberfläche an der Stammhauptachse. Unter der Annahme, dass bei Anordnung von Zweigen und Ästen eines Baumes nach ihrem Radius, eine Funktion zwischen Radius (r) und kumulierter Länge (l) des Kronenmaterials existiert, lassen sich Volumen (und Masse) integrativ aus Rotationskörpern bestimmen (Abbildung 4.2).

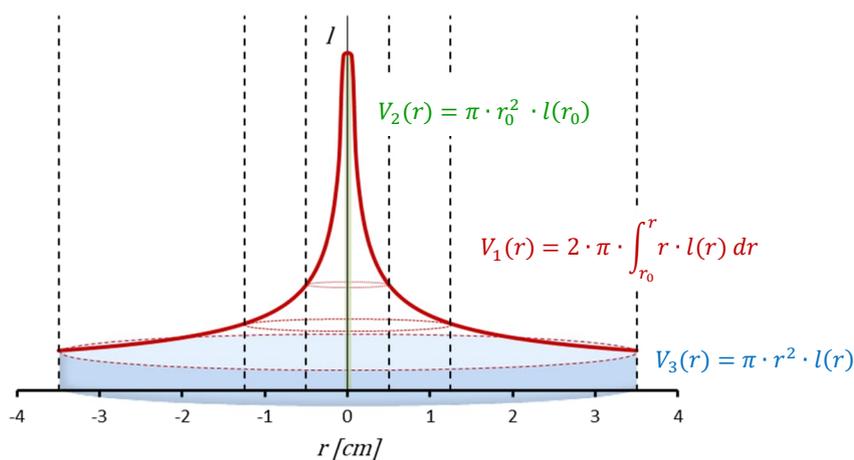


Abbildung 4.2: Berechnung des Volumens von Derbholz, Ästen und Zweigen als Rotationskörper einer Funktion zwischen Radius (r) und kumulierter Länge (l) des Kronenmaterials.

für:

Formel 4.8:
$$l(r) = a \cdot r^b$$

ist:

Formel 4.9:
$$m(r) = \frac{\pi \cdot \rho \cdot a \cdot b}{b+2} \cdot (r_0^{b+2} - r^{b+2})$$

und bei Kenntnis von Gesamt-Kronenmasse M, maximalem und minimalem Astradius (R, r₀):

Formel 4.10:
$$m(r) = \frac{M}{R^{b+2} - r_0^{b+2}} \cdot (r^{b+2} - r_0^{b+2})$$

Sind die Biomassen für verschiedene Grenzradien (z.B. 0,5 cm, 1,25 cm, 3,5 cm, R) ermittelt worden, kann b iterativ über nichtlineare Regression ermittelt werden. Ist neben R und r₀ nur ein weiterer Grenzradius nutzbar, hat b eine eindeutige Lösung, die auf Grund der Komplexität der Beziehung iterativ bestimmt werden muss. Bei bekanntem b kann die Mantelfläche A_M in m² mathematisch berechnet werden nach:

Formel 4.11:
$$A_M = 2 \cdot \pi \cdot \int_{r_0}^R l(r) \cdot \sqrt{1 + [l'(r)]^2} dx$$

Die Lösung des Integrals ist im Regelfall nicht möglich. Deshalb wurde die Mantelfläche durch Summieren von Kegestumpf-Mantelflächen (Radius-Schritt 0,0001 cm) berechnet.

Aus den Baumdaten, die sowohl eine Berechnung der Stamm- als auch der Kronenoberfläche erlaubten, wurden Funktionen für die gesamte Mantelfläche des Baumes ohne Nadeln und Blätter (M in m²) aus BHD (in cm), Höhe (H in m) und Alter (A) entwickelt (Parameter in Tabelle 4.6):

Formel 4.12:
$$M = \exp(m_0 + m_1 \cdot \ln(BHD) + m_2 \cdot \ln(H) + m_3 \cdot \ln(A))$$

Der SAI eines Bestandes als projizierte (geteilt durch π) umhüllende Rindenoberfläche wurde analog zum LAI aus Stammzahl pro Hektar (N), Durchmesser des Grundflächenmittelstamms (Dg in cm), Höhe des Grundflächenmittelstammes (Hg in m) und gegebenenfalls dem Alter (A) unter Verwendung der Parameter in Tabelle 4.6 berechnet:

Formel 4.13:
$$SAI = N \cdot \exp(m_0 + m_1 \cdot \ln(Dg) + m_2 \cdot \ln(Hg) + m_3 \cdot \ln(A)) \div 10000 \div \pi$$

Tabelle 4.6: Parameter zur Berechnung der Mantelfläche in m² von Stamm und Krone (Äste und Zweige ohne Nadeln/Blätter) aus BHD, Höhe und Alter nach Formel 4.12 (n: Anzahl der zur Modellerstellung verwendeten Einzelbäume; RMSE: mittlerer Quadratwurzelfehler; AIC: Akaikes Informationskriterium; R² = Bestimmtheitsmaß; R²_{adj}: adjustiertes R²).

Baumart	Modell	n	m ₀	m ₁	m ₂	m ₃	RMSE	R ²	R ² _{adj}	AIC
Fichte	BHD [cm]	295	-0,5972	1,4713			0,3242	0,8075	0,8068	167
Kiefer		154	-0,9413	1,3277			0,2895	0,7856	0,7842	58
Douglasie		112	-1,0952	1,4690			0,2712	0,8851	0,8840	30
Buche		377	-2,2506	1,9015			0,3493	0,8938	0,8935	247
Eiche		110	-0,8144	1,4263			0,3299	0,8555	0,8541	72
Fichte	BHD [cm] Höhe [m]	295	0,2007	2,0136	-0,8141		0,2929	0,8441	0,8430	113
Kiefer		154	-0,8018	1,4507	-0,1781		0,2905	0,7854	0,7826	60
Douglasie		112	-0,4647	1,8791	-0,6288		0,2639	0,8934	0,8915	24
Buche		377	-1,9582	2,0382	-0,2340		0,3493	0,9007	0,9001	231
Eiche		110	0,1634	1,9095	-0,8402		0,3095	0,8796	0,8773	57
Fichte	BHD [cm] Höhe [m] Alter [a]	295	0,1844	2,0364	-0,7258	-0,0828	0,2919	0,8500	0,8484	114
Kiefer		154	-1,0061	1,5792	-0,0660	-0,1349	0,2905	0,7889	0,7847	64
Douglasie		112	-0,5091	1,9020	-0,6883	0,0400	0,2646	0,8897	0,8866	31
Buche		377	-1,8506	2,1191	-0,1663	-0,1386	0,3471	0,9088	0,9081	215
Eiche		110	0,1659	2,2354	-0,6563	-0,3753	0,3042	0,8982	0,8953	48

Referenzen zur Überprüfung der Rindenoberfläche von Einzelbäumen auf Basis von Biomasseerhebungen konnten in der Literatur lediglich aus dem Osten der USA (Whittaker et al., 1974; Whittaker & Woodwell, 1968) gefunden werden. Ein artenspezifischer Abgleich war so nicht möglich. Die Modellergebnisse waren jedoch zumindest für Bäume mit BHD größer 20 cm gut vergleichbar (Tabelle 4.7). Für die Modellvarianten Buche und Eiche galt dies auch für geringere Stammdurchmesser. Die Werte der Nadelbäume mit BHD nahe 15 cm wurden durch das Fichtenmodell über- und durch das Kiefernmodell unterschätzt. Die Unterschiede betrafen dabei in erster Linie den Stammbereich, obwohl dieser methodisch einfacher abgebildet werden konnte als das Kronenmaterial.

Formel 4.9:
$$m(r) = \frac{\pi \cdot \rho \cdot a \cdot b}{b+2} \cdot (r_0^{b+2} - r^{b+2})$$

und bei Kenntnis von Gesamt-Kronenmasse M, maximalem und minimalem Astradius (R, r₀):

Formel 4.10:
$$m(r) = \frac{M}{R^{b+2} - r_0^{b+2}} \cdot (r^{b+2} - r_0^{b+2})$$

Sind die Biomassen für verschiedene Grenzradien (z.B. 0,5 cm, 1,25 cm, 3,5 cm, R) ermittelt worden, kann b iterativ über nichtlineare Regression ermittelt werden. Ist neben R und r₀ nur ein weiterer Grenzradius nutzbar, hat b eine eindeutige Lösung, die auf Grund der Komplexität der Beziehung iterativ bestimmt werden muss. Bei bekanntem b kann die Mantelfläche A_M in m² mathematisch berechnet werden nach:

Formel 4.11:
$$A_M = 2 \cdot \pi \cdot \int_{r_0}^R l(r) \cdot \sqrt{1 + [l'(r)]^2} dx$$

Die Lösung des Integrals ist im Regelfall nicht möglich. Deshalb wurde die Mantelfläche durch Summieren von Kegestumpf-Mantelflächen (Radius-Schritt 0,0001 cm) berechnet.

Aus den Baumdaten, die sowohl eine Berechnung der Stamm- als auch der Kronenoberfläche erlaubten, wurden Funktionen für die gesamte Mantelfläche des Baumes ohne Nadeln und Blätter (M in m²) aus BHD (in cm), Höhe (H in m) und Alter (A) entwickelt (Parameter in Tabelle 4.6):

Formel 4.12:
$$M = \exp(m_0 + m_1 \cdot \ln(BHD) + m_2 \cdot \ln(H) + m_3 \cdot \ln(A))$$

Der SAI eines Bestandes als projizierte (geteilt durch π) umhüllende Rindenoberfläche wurde analog zum LAI aus Stammzahl pro Hektar (N), Durchmesser des Grundflächenmittelstamms (Dg in cm), Höhe des Grundflächenmittelstammes (Hg in m) und gegebenenfalls dem Alter (A) unter Verwendung der Parameter in Tabelle 4.6 berechnet:

Formel 4.13:
$$SAI = N \cdot \exp(m_0 + m_1 \cdot \ln(Dg) + m_2 \cdot \ln(Hg) + m_3 \cdot \ln(A)) \div 10000 \div \pi$$

Tabelle 4.6: Parameter zur Berechnung der Mantelfläche in m² von Stamm und Krone (Äste und Zweige ohne Nadeln/Blätter) aus BHD, Höhe und Alter nach Formel 4.12 (n: Anzahl der zur Modellerstellung verwendeten Einzelbäume; RMSE: mittlerer Quadratwurzelfehler; AIC: Akaikes Informationskriterium; R² = Bestimmtheitsmaß; R²_{adj}: adjustiertes R²).

Baumart	Modell	n	m ₀	m ₁	m ₂	m ₃	RMSE	R ²	R ² _{adj}	AIC
Fichte	BHD [cm]	295	-0,5972	1,4713			0,3242	0,8075	0,8068	167
Kiefer		154	-0,9413	1,3277			0,2895	0,7856	0,7842	58
Douglasie		112	-1,0952	1,4690			0,2712	0,8851	0,8840	30
Buche		377	-2,2506	1,9015			0,3493	0,8938	0,8935	247
Eiche		110	-0,8144	1,4263			0,3299	0,8555	0,8541	72
Fichte	BHD [cm] Höhe [m]	295	0,2007	2,0136	-0,8141		0,2929	0,8441	0,8430	113
Kiefer		154	-0,8018	1,4507	-0,1781		0,2905	0,7854	0,7826	60
Douglasie		112	-0,4647	1,8791	-0,6288		0,2639	0,8934	0,8915	24
Buche		377	-1,9582	2,0382	-0,2340		0,3493	0,9007	0,9001	231
Eiche		110	0,1634	1,9095	-0,8402		0,3095	0,8796	0,8773	57
Fichte	BHD [cm] Höhe [m] Alter [a]	295	0,1844	2,0364	-0,7258	-0,0828	0,2919	0,8500	0,8484	114
Kiefer		154	-1,0061	1,5792	-0,0660	-0,1349	0,2905	0,7889	0,7847	64
Douglasie		112	-0,5091	1,9020	-0,6883	0,0400	0,2646	0,8897	0,8866	31
Buche		377	-1,8506	2,1191	-0,1663	-0,1386	0,3471	0,9088	0,9081	215
Eiche		110	0,1659	2,2354	-0,6563	-0,3753	0,3042	0,8982	0,8953	48

Referenzen zur Überprüfung der Rindenoberfläche von Einzelbäumen auf Basis von Biomasseerhebungen konnten in der Literatur lediglich aus dem Osten der USA (Whittaker et al., 1974; Whittaker & Woodwell, 1968) gefunden werden. Ein artenspezifischer Abgleich war so nicht möglich. Die Modellergebnisse waren jedoch zumindest für Bäume mit BHD größer 20 cm gut vergleichbar (Tabelle 4.7). Für die Modellvarianten Buche und Eiche galt dies auch für geringere Stammdurchmesser. Die Werte der Nadelbäume mit BHD nahe 15 cm wurden durch das Fichtenmodell über- und durch das Kiefernmodell unterschätzt. Die Unterschiede betrafen dabei in erster Linie den Stammbereich, obwohl dieser methodisch einfacher abgebildet werden konnte als das Kronenmaterial.

Tabelle 4.7: Vergleich der Rindenoberfläche von Einzelbäumen bei der Modellparametrisierung nach Formel 4.12 und Tabelle 4.6 für Buche (B), Eiche (E), Fichte (F), Kiefer (K) mit Literaturwerten (Lit) von Laub- und Nadelbäumen im Osten der USA.

		Acer saccharum ¹	Betula lutea ¹	Fagus grandifolia ¹	Acer spicatum ¹	Quercus coccinea ²	Quercus alba ²	Picea rubens ¹	Pinus rigida ²
n		14	14	14	15	15	15	15	15
Alter*		79	66	106	24	33,5	32,8	87	40,6
BHD* [cm]		25,9	24,6	23,3	4,8	10,7	9,33	14,5	15,2
Höhe* [m]		17,9	16,2	16	6,3	8,71	7,29	9,1	8,88
Rindenoberfläche von Stamm und Krone [m ²]	Lit	52,46	109,69	73,70	2,21	15,92	9,94	Lit	22,29
	B	52,46	49,03	41,01	2,07	10,23	7,91	F	38,76
	E	49,76	50,66	37,87	3,57	15,27	12,74	K	11,81

*gemittelte Werte über n Einzelbäume

¹Whittaker et al. (1974); ²Whittaker & Woodwell (1968)

Standardbestände für die Standortwasserhaushaltsmodellierung

Zu Wasserhaushaltsmodellierung der Baumarten Buche, Eiche, Fichte, Kiefer und Douglasie wurden einheitlich gut wüchsige hundertjährige Standardbestände konstant festgelegt und entsprechende Werte für LAI und SAI zugewiesen (Tabelle 4.8). Der Standortwasserhaushalt erlaubt so einen Vergleich des Einflusses von Klima und Boden ohne Verzerrung durch bestandsbedingt unterschiedlichen Wasserverbrauch.

Tabelle 4.8: Blattflächenindex (LAI) und Rindenoberflächenindex (SAI) in m² projizierte Blattflächen pro m² Bodenoberfläche aus Streufallmessungen und Berechnungen nach Tabelle 4.6 und Formel 4.13 für Versuchsflächen des intensiven forstlichen Monitorings und Ertragstafeln sowie die daraus abgeleiteten Werte für Standardbestände.

Baumart	Datengrundlage	Bestandesalter	LAI (von – bis)	SAI (von – bis)
Buche	aus Streufallmessungen (14 Versuchsflächen)	-	5,7 (4,5 – 8,4)	-
	Versuchsflächen (17 Flächen, 365 Flächen-Jahr-Kombinationen)	55 - 210	6,1 (3,3 – 9,9)	0,92 (0,53 – 1,63)
	Schober (1967) ¹	45 – 150	5,6 (4,2 – 8,0)	0,76 (0,54 – 0,94)
	Landesforstdirektion Tirol (2004) ²	50 – 140	6,9 (5,4 – 9,0)	1,01 (0,66 – 1,13)
	Festlegung Standardbestand		6	1,0
Eiche	aus Streufallmessungen (5 Versuchsflächen)	-	6,1 (4,6 – 7,0)	-
	Versuchsflächen (5 Flächen, 134 Flächen-Jahr-Kombinationen)	78 - 137	5,0 (3,5 – 7,1)	0,74 (0,50 – 1,04)
	Jüttner (1955) ³	40 – 200	3,0 (2,0 – 3,4)	0,66 (0,51 – 1,23)
	Landesforstdirektion Tirol (2004) ⁴	-	-	-
	Festlegung Standardbestand		4,5	0,9
Fichte	aus Streufallmessungen (6 Versuchsflächen, Skalierungsfaktor 5)	-	5,1 (3,8 – 7,2)	-
	Versuchsflächen (16 Flächen, 339 Flächen-Jahr-Kombinationen)	40 - 137	5,6 (3,5 – 8,5)	1,75 (0,90 – 2,46)
	Assmann & Franz (1963) ⁵	45 - 120	4,9 (2,7 – 5,7)	1,76 (1,32 – 1,88)
	Landesforstdirektion Tirol (2004) ⁶	50 - 120	6,8 (4,4 – 10,8)	2,19 (1,45 – 3,21)
	Festlegung Standardbestand		7	2,0
Kiefer	aus Streufallmessungen (4 Versuchsflächen, Skalierungsfaktor 2)	-	1,5 (1,6 – 1,6)	--
	Versuchsflächen (8 Flächen, 220 Flächen-Jahr-Kombinationen)	40 - 127	2,6 (1,7 – 4,0)	0,57 (0,38 – 0,79)
	Wiedemann (1943) ⁷	40 - 140	2,3 (1,6 – 2,9)	0,54 (0,34 – 0,75)
	Landesforstdirektion Tirol (2004) ⁸	40 - 250	3,2 (2,2 – 4,7)	0,72 (0,48 – 1,10)
	Festlegung Standardbestand		3,5	0,8
Douglasie	aus Streufallmessungen	-	-	-
	Versuchsflächen (1 Fläche, 11 Flächen-Jahr-Kombinationen)	40 - 50	4,6 (4,3 – 5,0)	0,62 (0,58 – 0,67)
	Bergel (1985) ⁹	40 - 100	5,7 (5,4 – 6,1)	0,95 (0,89 – 1,05)
	Landesforstdirektion Tirol (2004) ⁴	-	-	-
	Festlegung Standardbestand		6	0,8

¹erste bis vierte Bonität, jeweils mittlere und starke Durchforstung; 5-Jahresschritte

²Oberhöhen im Alter 100 (OH100): 19,6 | 22,2 | 24,6 | 27,0 | 29,2 | 31,3 | 33,4 | 35,4 | 37,4 | 39,4 m; 10-Jahresschritte

³Bonitäten I, I.5, II, II.5, III, III.5; 5-Jahresschritte

⁴nicht enthalten

⁵Oberhöhen im Alter 100: 20|24|28|32|36|40 m; 5-Jahresschritte

⁶Fichte Kalk – Ertragsniveau niedrig, OH100: 14,7|17,7|20,2|24,6|26,6|28,6|30,4|34,1|35,8|37,6|39,3 m

Fichte Kalk – Ertragsniveau mittel, OH100: 14,1|16,7|18,9|20,9|22,8|24,6|26,4|28,1|29,9|31,6|33,2|34,9|36,6|38,2 m

Fichte Silikat – Ertragsniveau mittel, OH100: 12,9|15,8|18,4|20,0|22,1|24,1|26,2|28,1|30,0|33,8|35,6|37,3|39,0 m

Fichte Silikat – Ertragsniveau hoch, OH100: 13,2|16,1|18,5|20,0|21,9|23,8|25,7|27,5|29,2|30,8|32,4|33,9|35,3|36,7|37,9|39,2 m; jeweils 10-Jahresschritte

⁷Bonitäten eins bis sechs; 5-Jahresschritte

⁸OH100: 17,7 | 21,2 | 24,7 | 28,0 | 31,1 | 33,8 | 36,2 m; 10-Jahresschritte

⁹OH100: 35 | 40 | 45 m; 5-Jahresschritte

Die Festlegung der Werte orientierte sich einerseits an Ableitungen des LAIs aus Streufallmessungen des intensiven forstlichen Monitorings, wobei die Streufallmengen über die Beobachtungsjahre gemittelt und mit den SLA-Werten

aus Tabelle 4.5 multipliziert wurden. Andererseits wurde die Anwendung der LAI und SAI-Funktionen auf Ertrags- tafeln und zur Verfügung stehenden Versuchsflächen mit ertragskundlichen Erhebungen genutzt. Zur Wasserhaus- haltmodellierung der Baumarten Buche, Eiche, Fichte, Kiefer und Douglasie wurden einheitlich gut wüchsige hun- dertjährige Standardbestände konstant festgelegt und entsprechende Werte für LAI und SAI zugewiesen (Tabelle 4.8). Der Standortwasserhaushalt erlaubt so einen Vergleich des Einflusses von Klima und Boden ohne Verzerrung durch bestandsbedingt unterschiedlichen Wasserverbrauch.

Bei den Versuchsflächen wurden Jungbestände und Bestände mit hoher Dynamik (Windwurf, Kahlschlag) ausge- schlossen. Verwendet wurde das Modell mit den Erklärungsvariablen BHD, Höhe und Alter. Im Vergleich zu diesem Modell ergaben sich beim reinen BHD-Modell etwas niedrigere Werte, beim BHD-Höhen-Modell etwas höhere Werte. Bei Fichte, Kiefer und Douglasie wurden die LAI-Werte im Sinne einer Risikovorsorge hinsichtlich Trocken- stress bewusst aus dem oberen Datenspektrum ausgewählt. Für Kiefern ist bekannt, dass sie insbesondere im Stan- genholzalter hohe LAI-Werte (Nilson et al., 1999; Mencuccini & Bonosi, 2001; Rutter & Morton, 1977) aufweisen und demgemäß hohe Interzeptionsverluste erfolgen (Ahrends & Penne, 2010; Müller et al., 2009). Entsprechend verwenden Ziche et al. (2021) bei ihren Wasserhaushaltssimulationen für Kiefernbeständen LAI-Werte von mindes- tens $3,7 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$. Vergleichbare Altersabhängigkeiten mit entsprechend höheren LAI-Werten insbesondere in jünge- ren Jahren sind auch für die Fichte bekannt (Pokorný & Stojnič, 2012; Küßner & Mosandl, 2000; Nilson et al., 1999; Ahrends et al., 2010). Bei anderen Fragestellungen, z.B. Baumartenvergleiche hinsichtlich einer Grundwasserneu- bildungsmenge, sollten nach Möglichkeit nicht diese „Maximalwerte“ verwendet werden, sondern LAI-Werte, die über eine forstliche Umtriebszeit gemittelt wurden. Bei der Bewertung der Standardbestände ist auch zu beachten, dass sich Abweichungen bei kleineren LAI-Werten deutlich stärker auf die potenzielle Transpiration auswirken als bei höheren Werten (Hammel & Kennel, 2001).

Ebenfalls nach Baumart unterschieden wurde für die Standardbestände die Bestandeshöhe (Buche 34 m, Eiche 26 m, Fichte 36 m, Kiefer 30 m, Douglasie 40 m) und für Bayern die Mindestmächtigkeit der organischen Auflage. Da LWF-Brook90 das Wasserpotenzial der obersten Schicht zur Ermittlung der Bodenverdunstung verwendet, ist eine ausreichende Mächtigkeit der obersten Bodenschicht notwendig, um die Bodenverdunstung realistisch abzubilden und möglichst stabile numerische Simulationen des Wasserhaushaltes durchführen zu können. Sind für das zu ver- wendende Bodenprofile keine Angaben zum Auflagehumus vorhanden (Benning et al., 2020), empfiehlt es sich, mit Pauschalwerten zu arbeiten. So benutzen Thiele et al. (2017) und Schmidt-Walter et al. (2019) 5 bzw. 6 cm als Mächtigkeit für den Auflagehumus. Für Bayern wurden die Mindestmächtigkeiten in Abhängigkeit von der Baumart differenziert (Buche 3 cm, Eiche 4 cm, Fichte 5 cm, Kiefer 6 cm, Douglasie 4 cm). Am ausgewählten Bodenprofil gemessene höhere Humusmächtigkeiten wurden übernommen. Regionalisierte Auflagemächtigkeiten nach Zirle- wagen & von Wilpert (2011) sind für Baden-Württemberg verfügbar. Für Niedersachsen wurde ein statistisches Schätzmodell entwickelt, das die Mächtigkeit in Abhängigkeit vom Geländewasserhaushalt, der Nährstoffversor- gung und den Niederschlagsverhältnissen ermittelt. Die zugrunde liegenden Gesetzmäßigkeiten sind in Abbildung 4.3 visualisiert. Die Humusmächtigkeiten nehmen mit sinkender Nährstoffversorgung zu. Bei grundwasserbeein- flussten Standorten (32-35) steigt die Mächtigkeit mit geringer werdendem Flurabstand an. Bei den terrestrischen Standorten (40-44) ist die Mächtigkeit bei den mäßig sommertrockenen und trockenen Standorten am höchsten.

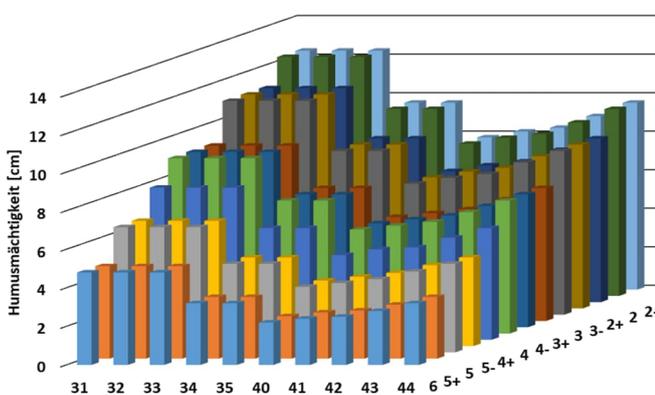


Abbildung 4.3: Schätzung der Humusmächtigkeit in Abhängigkeit von Geländewasserhaushalt und Nährstoffversorgung der niedersächsischen Standortskartierung bei einem langjährigen Mittel der Niederschlagsmenge von 700 mm. Die Ziffern beschreiben die folgenden Standorte: Moorstandorte: 31; Grundwasserstandorte: 32 (30-60 cm); 33 (60-100 cm); 34 (100-150 cm); 35 (> 150- ≈ 300 cm); die Zahlen in den Klammern beschreiben den mittleren Grundwasserstand der Vegetationszeit unter Geländeoberfläche. Stau- und grundwasserfreie Standorte: 40 (sehr frisch und nachhaltig frisch); 41 (frisch und vorratsfrisch); 42: (mäßig frisch); 43 (mäßig sommertrocken); 44 (trocken). Nährstoffversorgung: 2 (oligotroph); 3 (schwach mesotroph); 4 (gut mesotroph); 5 (europh); 6 (sehr gut versorgt). Die Varianten kennzeichnen etwas bessere (+) und schlechtere (-) Standorte.

4.2.6 Allgemeine Parameter im Wasserhaushaltsmodell LWF-Brook90

Ein großer Teil der Parameter im Wasserhaushaltsmodell LWF-Brook90 gilt als flächen- und bestandsunabhängig oder wird zumindest in dieser Weise verwendet. Diese Standardparameter können der Modelldokumentation (Federer, 2021) entnommen werden. Im Rahmen einer umfangreichen Literaturrecherche wurden dennoch alle Parameter überprüft. Dabei wurden sowohl die Parametrisierungen anderer Studien für spezifischen Standorte als auch direkte Messungen zu einzelnen Parametern berücksichtigt. Für die meisten Werte ergab sich kein substantieller Veränderungsbedarf gegenüber den Werten aus der Modelldokumentation.

4.2.7 Sensitivitätsanalysen

Sensitivitätsanalysen sind eine in den Umweltwissenschaften zunehmend genutzte Methodik, um durch ein verbessertes Modellverständnis belastbarere Aussagen bezüglich der Parametrisierung von Modellen, der Modellunsicherheiten und der Interpretation der Ergebnisse zu erhalten (Pianosi et al., 2016). Durch die Wahl von LWF-Brook90 als deterministisches Modell mit einer großen Zahl einstellbarer Parameter, hat sich die Durchführung von Sensitivitätsanalysen angeboten. Die Funktionsweise deterministischer Modelle ist grundlegend anders als bei stochastischen Modellen, die die Zielgröße auf der Grundlage der statistischen Zusammenhänge zwischen Eingangs- und Ausgabegrößen berechnen. Der Zustand der Zielgröße y lässt sich in stochastischen Modellen als Funktion von einem oder mehreren Prädiktoren direkt darstellen. Die Effektstärke einzelner Parameter oder Eingangsgrößen lässt sich dabei entweder direkt über deren Koeffizienten oder in parametrischen Tests (wie beispielweise der ANOVA) über Modellkoeffizienten und Signifikanzwerte berechnen. LWF-Brook90 als deterministisches Modell hingegen berechnet den Zustand eines Systems zu einem gegebenen Zeitpunkt durch die Abbildung physikalischer Gesetze aus dem jeweils zeitlich vorausgehenden Zustand. Durch die große Zahl an Gleichungen, die bei der Berechnung eines Zeitschritts gelöst werden und den zahlreichen Parametern, die jene Gleichungen genauer spezifizieren, ist es bei einfacher Ausführung des Modells nicht möglich zu sagen, wie groß der Einfluss einzelner Parameter auf den Modelloutput ist. Um herauszufinden, wie sensitiv das Modell auf welchen Wertebereich welcher Parameter reagiert, nutzt man Sensitivitätsanalysen. Dies ermöglicht eine bessere Einschätzung, welche Größen bei der Modellparametrisierung besonders sorgsam und intensiv bearbeitet werden sollten.

Die Parametersensitivität wurde mit globalen Sensitivitätsanalysen auf der Grundlage von Monte-Carlo-Simulationen bestimmt (Hornberger & Spear, 1981). Hierbei werden wiederholt Modellläufe gerechnet, bei denen die Parameter randomisiert aus vorher festgelegten Parameterräumen gezogen werden. In Groh et al. (2013) wird die Methodik wie folgt beschrieben:

„Die Modellläufe aus den Monte-Carlo-Simulationen werden in Abhängigkeit von einem Gütemaß, welches die Übereinstimmung von simulierten und beobachteten Zustandsgrößen quantifiziert, in zwei Gruppen von „guten“ (behavioral) und „schlechten“ (non-behavioral) Modellläufen aufgeteilt. Ein Parameter wird als umso sensitiver bewertet, je stärker sich die Verteilungen der Parameterwerte in der Gruppe der „guten“ Modellläufe von derjenigen in den „schlechten“ Modellläufen unterscheiden. [...]“

Für jede Fläche wurden 20.000 Modellläufe gerechnet, um die notwendige Reproduzierbarkeit der erzielten Ergebnisse zu gewährleisten (Ahrends et al., 2018). Als Zielfunktion wurde das gewichtete Bestimmtheitsmaß (R^2_{gew} , Formel 4.3) zwischen Modell- und Messdaten genutzt, bei dem das Bestimmtheitsmaß um die Steigung der Ausgleichsgerade korrigiert wird (Krause et al., 2005). Zusätzlich zur Aussage des R^2 über die Varianz zwischen Mess- und Modelldaten wurde eine systematische Über- oder Unterschätzung der Messdaten so über den Bestrafungsterm quantifiziert. Als „gute“ Modellläufe wurden die 10 % der Läufe mit der höchsten Modellgüte identifiziert, also den höchsten R^2_{gew} -Werten. Die „guten“ und „schlechten“ Modellläufe wurden anschließend über den gesamten Wertebereich kumulativ addiert. Ob sich die Parameterwerte aus den „guten“ und „schlechten“ Läufen signifikant voneinander unterscheiden, überprüfte ein Kolmogorov-Smirnov-Test bei einem Signifikanzniveau von $p = 0,05$. Wie stark die Sensitivität war, entschied die maximale Distanz (D_{max}) zwischen den kumulativen Verteilungskurven. Nach Harlin & Kung (1992) erfolgte die Unterteilung in hoch ($D_{\text{max}} > 0,2$, $p < 0,05$), mäßig ($0,2 > D_{\text{max}} > 0,1$, $p < 0,05$), schwach ($D_{\text{max}} \leq 0,1$, $p < 0,05$) und nicht ($p \geq 0,05$) signifikante Parameter. Als Messdaten wurden die zum Zeitpunkt der Durchführung bereits vollständig aufbereiteten Messdaten zu Bodenfeuchte und Bestandsniederschlag der Fichtenflächen Altensteig, Conventwald und Heidelberg, der Buchenflächen Conventwald und Heidelberg und der Eichenflächen Riedlingen und Würzburg herangezogen. Ergebnisse aus Bodenfeuchtedaten verschiedener Tiefen wurden gemittelt. Für jede Fläche wurden neben der Nutzung aller verfügbaren Messdaten zwei jahreszeitliche

Subsets der verfügbaren Messdaten erstellt, um Sensitivitätseffekte herauszuarbeiten, die nur in der Vegetationsperiode oder der Vegetationsruhe wirksam sind.

Abbildung 4.4 visualisiert diese Methodik. Zu sehen ist die Sensitivität von vier Parametern (MXKPL, PSICR, MXRTLN und FXYLEM, von links nach rechts). Die Zielgröße ist in diesem Fall die Bodenfeuchte in 60 cm Tiefe auf der Fichtenfläche des Standortes Altensteig, Nordschwarzwald. In den Scatterplots der obersten Reihe sind die Werte der Zielfunktion über den jeweiligen Werten des Parameters aufgetragen. Je größer die Werte, desto besser die Modellgüte. Ein Punkt entspricht einem Modelllauf. Eine gleichförmige Verteilung der Punkte (oberste Zeile, rechts) zeigt an, dass eine Änderung des Parameters den Modelloutput wenig beeinflusst, die Wirkung auf die Zielgröße marginal ist und damit die exakte Bestimmung des Parameters im Rahmen der untersuchten Parameterspanne weniger entscheidend ist. Häufen sich gute Modellläufe in einem bestimmten Bereich (Abbildung 4.4, links), kommt der korrekten Bestimmung des Parameters eine größere Bedeutung zu. In der zweiten Reihe sind die kumulativen Verteilungskurven dargestellt, darunter die Übertragung auf die Signifikanzstärke.

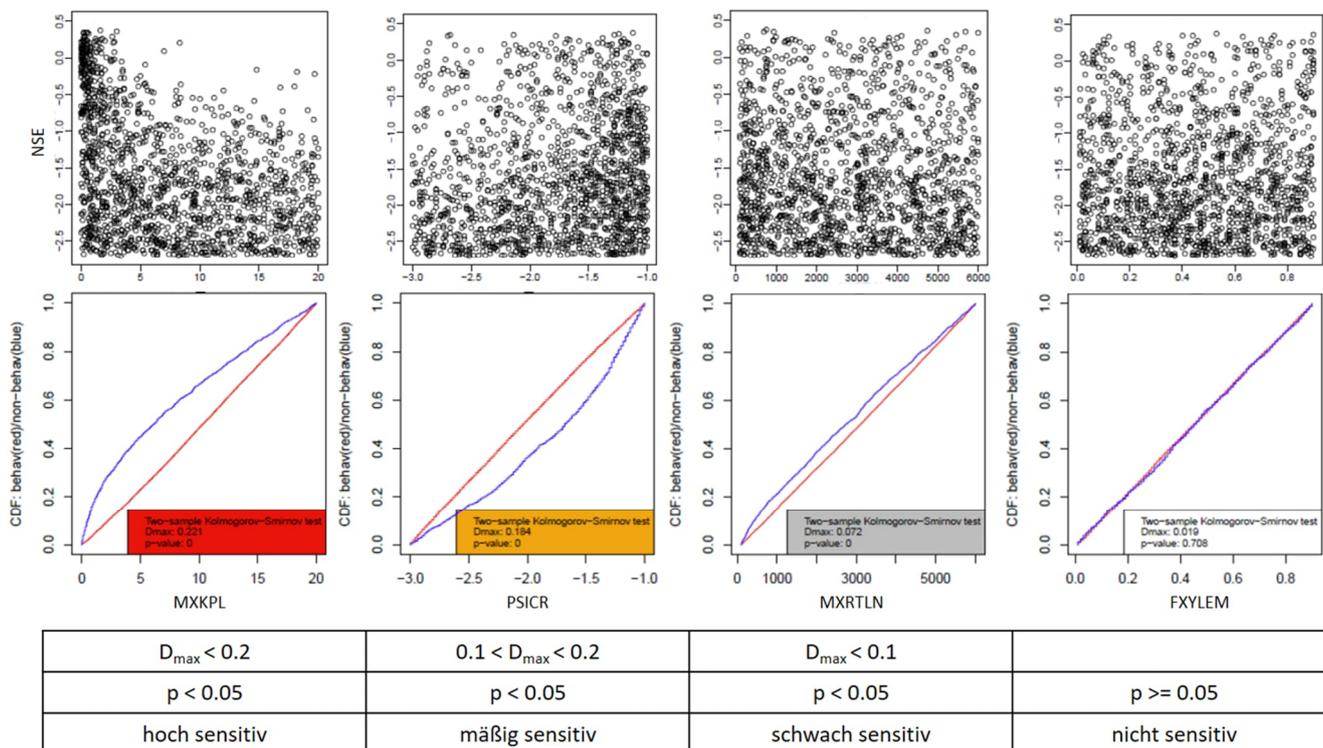


Abbildung 4.4: Visualisierung der Methodik der Sensitivitätsanalysen nach Hornberger & Spear (1981). Die obere Reihe (DottypLOTS) zeigt die Werte der Zielfunktion über den jeweiligen Werten des Parameters. Die kumulativen Verteilungskurven (mittig) zeigen die Verteilung der Parameter in den besten 10% der Modellläufe (blaue Linie) gegenüber der Verteilung in den übrigen „schlechten“ Modellläufen (rote Linie). Die Tabelle (unten) beschreibt die Klassifizierung auf Grundlage der statistischen Unterschiede. Dargestellt sind (von links nach rechts) die Parameter MXKPL, PSICR, MXRTLN und FXYLEM (Abkürzungen vgl. Tabelle 4.10; Abbildung verändert nach Morgenstern, 2015).

Bei den Parametern wurde zunächst eine methodisch bedingte Selektion durchgeführt. Nicht untersucht wurden Parameter, die durch in der Projektgruppe bereits beschlossene Entscheidungen auf einen bestimmten Wert festgelegt waren. Dies betrifft Bestandesparameter wie beispielsweise den maximalen LAI, Höhe oder Baumalter, die durch die Festsetzung von Standardbeständen definiert sind. Ebenfalls nicht berücksichtigt wurden hydrologische Parameter, die den Makroporenfluss (z.B. ILAYER und INFEXP) oder den Oberflächensättigungsabfluss (BYPAR) beschreiben. Da diese in der Fläche schwer zu parametrisieren sind, wird in den Modellanwendungen nur Matrixfluss abgebildet (vgl. Kapitel 4.4.1). Ebenfalls nicht mit in die Analyse eingeschlossen wurden bodenhydraulische Parameter, da deren Variabilität zwischen Flächen groß, die Sensitivität bekanntermaßen hoch ist und einige davon bereits im Fokus des Parametrisierungsprozesses standen. Für die restlichen Parameter wurden realistische Wertebereiche aus Literaturangaben (vgl. z.B. Tabelle 4.2 und Tabelle 4.3) zusammengestellt und aus diesen Bereichen nach uniformer Gleichverteilung Parameter gezogen.

4.2.8 Modellvalidierung an Flächen des intensiven forstlichen Monitorings

Alle potenziellen Parametrisierungen wurden auf Grundlage einer Validierungsdatenbank mit insgesamt 59 Versuchsflächen auf ihre Plausibilität geprüft. Abbildung 4.5 zeigt Lage und Hauptbaumart der Flächen, sowie weitere Kenndaten der Validierungsdatenbank. Mit 29 Monitoringflächen ist die Fichte die am häufigsten vertretene Baumart, gefolgt von der Buche mit 16 Flächen, der Kiefer mit 8 und der Eiche mit 5 Flächen. Nur eine Fläche hat Douglasie als vorherrschende Baumart. Bezüglich der Messtiefe finden sich 90 % der 309 Bodenwassermesswertgeber im obersten Meter des Mineralbodens. Immerhin 28 Messwertgeber liefern aber auch Informationen aus tieferen Bodenschichten. Insgesamt umfasst die Datenbank fast 1,02 Millionen Messwerte der Jahre 1977 bis 2019. Zusätzlich zu den Messdaten existieren für jede Fläche Standorts- und Bestandesinformationen, bodenphysikalische Daten der Bodenprofile und Klimadaten.

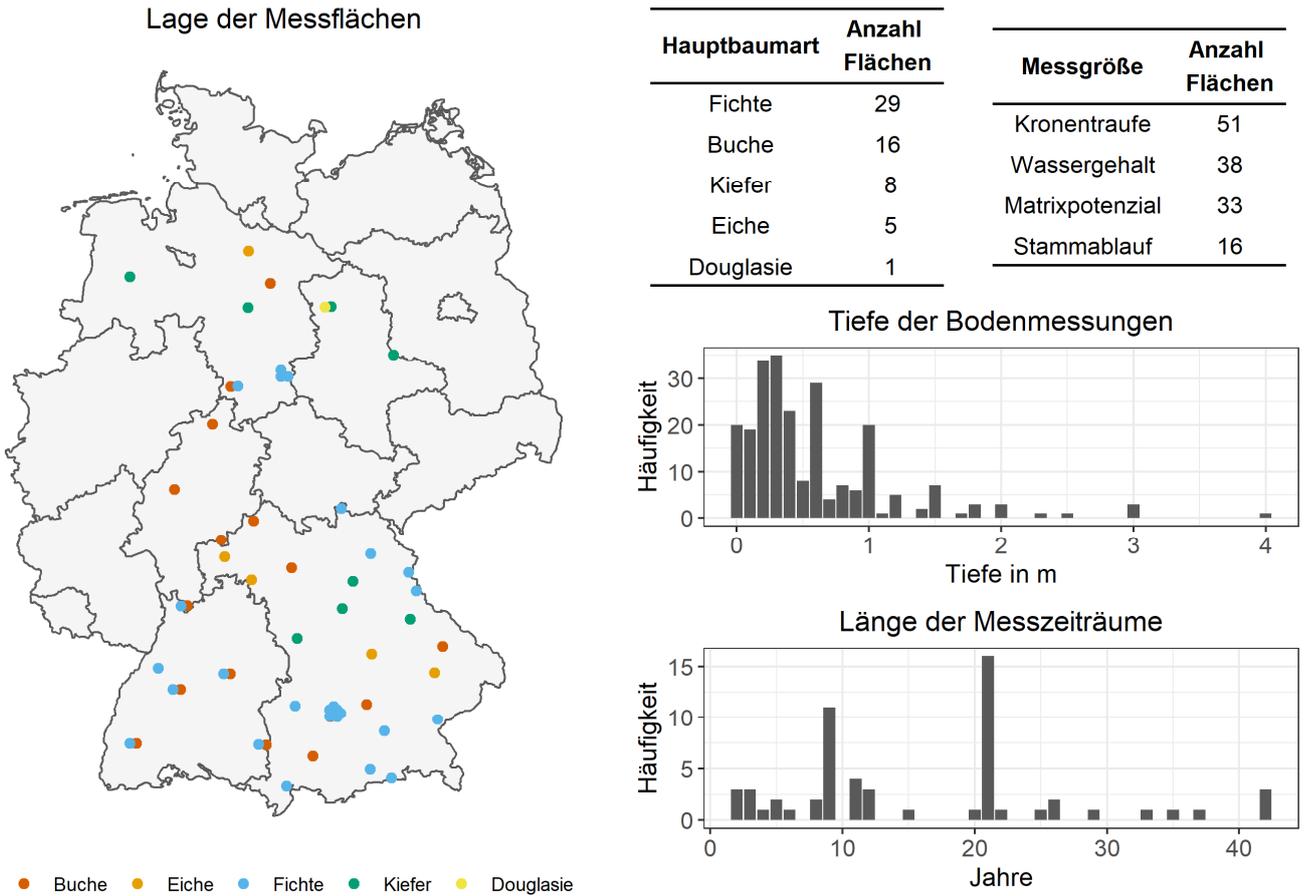


Abbildung 4.5: Lage und Hauptbaumart der Intensivmessflächen (links), Kenndaten zur Häufigkeit von Hauptbaumarten und Messgrößen (rechts oben) sowie Informationen zur Einbautiefe bodenhydrologischer Messwertgeber (Mitte) und Dauer der Messzeiträume (unten).

Zur Evaluierung der Parametrisierungsvarianten wurden für die Flächen Simulationen mit LWF-Brook90 durchgeführt und die gemessenen mit den modellierten Daten verglichen. Da LWF-Brook90 Stammablauf und Kronentraufe nicht separat aufführt, wurden Stammablaufdaten, wo vorhanden, zur Kronentraufe addiert und mit den Bestandsniederschlagsdaten des Modells verglichen. Bei Baumarten ohne nennenswerten Stammabfluss (Fichte, Kiefer, Douglasie, Eiche; Braun et al., 2022) wurden die Messdaten der Kronentraufe direkt als Bestandsniederschlag interpretiert. Matrixpotenzialwerte wurden zu pF-Werten logarithmiert. Um vor allem die Bodenaustrocknung beurteilen zu können, wurden die durch schnelle Wasserflüsse bedingten Matrixpotenzialänderungen nahe Sättigung vernachlässigt und nur Werte oberhalb $pF = 1,5$ berücksichtigt. Bei den Wassergehaltswerten kann der Grobboden im direkten Umfeld der Sonde den Wassergehalt stark beeinflussen (Francesca et al., 2010). Deshalb wurde eine Skelett- und Niveauekorrektur durchgeführt. Die modellierten Wassergehaltswerte, die den Wassergehalt des Feinbodens abbilden, wurden erst um den Skelettgehalt korrigiert und anschließend im Niveau so angepasst, dass der Wassergehalt bei Feldkapazität der Feldkapazität der Messwertreihe entsprach (Abbildung 4.6). Bei einigen wenigen Messflächen führten sehr hohe mittlere Skelettgehalte zu unrealistischen Korrekturwerten, weshalb dort auf eine Adjustierung verzichtet wurde.

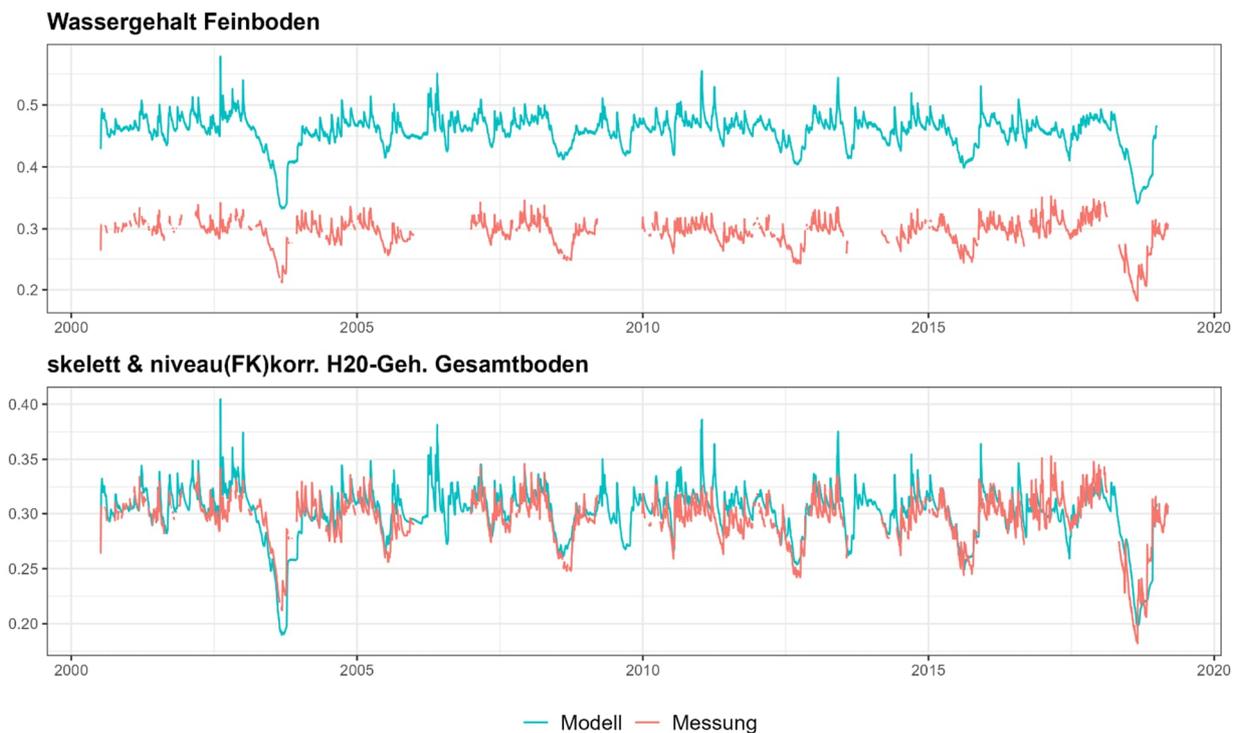


Abbildung 4.6: Skelett- und Niveauekorrektur des Wassergehalts am Beispiel des Messwertgebers in 40 cm Tiefe an der Fläche Flossenbürg.

4.3 Ergebnisse

4.3.1 Abgestimmte Parameterliste für LWF-Brook90

Die standortspezifischen Parameter sind in Tabelle 4.9 zusammengestellt. Neben der Hangneigung und der Exposition, die aus digitalen Geländemodellen (DGM) abgeleitet werden können, ergaben sich insbesondere bei dem Parameter DURATN regional deutliche Abweichungen zur einheitlichen Verwendung von 4 Stunden pro Tag (Abbildung 4.7). Nach der neu angepassten Funktion steigt mit zunehmendem Niederschlag (linear) und zunehmender Höhenlage (Einfluss hin zu größeren Höhenlagen leicht abnehmend) die durchschnittliche Dauer der Niederschlagsereignisse. Eine jahreszeitliche Differenzierung ergab sich vorwiegend in den Monaten Oktober und November. In diesen beiden Monaten ist mit länger andauernden Niederschlägen zu rechnen. Andererseits sind kürzere Niederschlagsereignisse in den Sommermonaten (Gewitterregen) kennzeichnend. Räumlich sind insbesondere die Alpen und die Mittelgebirgsregionen mit deutlich längeren Niederschlagsereignissen (bis über 7 Stunden pro Tag) hervorzuheben. Demgegenüber sind niederschlagsarme Gebiete (z.B. Nordostdeutschland) durch kürzere Niederschlagsereignisse (2-4 Stunden pro Tag, stark monatsabhängig) gekennzeichnet.

Die neu herausgearbeiteten baumartenspezifischen Parameter sind in Tabelle 4.10 zusammengestellt. Im Folgenden soll vorwiegend auf bedeutende Veränderung im Vergleich zur Standardparametrisierungen des Modells aus anderen Anwendungen (z. B. Hammel & Kennel, 2011; Thiele et al., 2017) eingegangen werden. Die bedeutsamsten Veränderungen betrafen die baumartenspezifischen Interzeptionsparameter. Diese sind baumartenspezifisch ausnahmslos überarbeitet worden. Dem Anwender sollte jedoch bewusst sein, dass die Interzeptionsparameter in engem Zusammenhang mit dem beschriebenen Vorgehen zur Ableitung von LAI und SAI zu sehen sind. Im Gegensatz zu den Standardwerten erfolgte neben der Interzeption auch bei weiteren Parametern eine Differenzierung nach Baumarten oder zumindest Bestandestypen auch bei weiteren Parametern. Dies gilt insbesondere für die Albedo mit und ohne Schnee (ALB und ALBSN), den Extinktionskoeffizienten für photosynthetisch aktive Strahlung in der Krone (CR), das Verhältnis von gesamter zu projizierter Blattfläche (RHTOP), die Blattbreite (LWIDTH) und die maximale Feinwurzellänge pro Bodenoberfläche (MXRTLN). Basierend auf zahlreichen Studien (Weemstra et al., 2017; Hertel, 2013; Kubisch et al., 2016; Gu et al., 2014) wurde der Feinwurzelradius (RTRAD) auf 0,25 mm anstatt der häufig verwendeten 0,35 mm gesetzt. Für den Widerstand der Bodenevaporation (RSSA) wurde aufgrund von Unterschieden im Modellcode zwischen LWF-Brook90 und Brook90 in Anlehnung an Hammel & Kennel (2001) der Wert 100 m s^{-1} verwendet, anstatt von 500 m s^{-1} nach Federer (2021).

Ein weiterer sensibler physiologischer Parameter ist die maximale Blattleitfähigkeit (GLMAX, Wellpott et al., 2005), da von ihr die potenzielle Transpiration abhängig ist. Entsprechend wurden die Ergebnisse eines aktuellen Reviews (Hoshika et al. 2018) bei der Parametrisierung berücksichtigt.

Umfangreiche Aktualisierungen ergaben sich auch bei der Ermittlung von LAI und SAI in Abhängigkeit von ertragskundlichen Kenngrößen. Eine entscheidende Voraussetzung war die baumartenspezifische Abschätzung der spezifischen Blattfläche (SLA). Neben aktualisierten Funktionen zur Abschätzung des maximalen LAI, wurde auch die Ableitung des LAI für die Vegetationsruhe angepasst. Für laubabwerfende Baumarten wurde dieser Parameter auf null gesetzt, für Fichte und Douglasie auf 0,8 des maximalen LAIs und für Kiefer auf 0,5 (Agren et al., 2008).

Alle weiteren „allgemeinen Parameter“ sind der Tabelle 4.11 zu entnehmen.

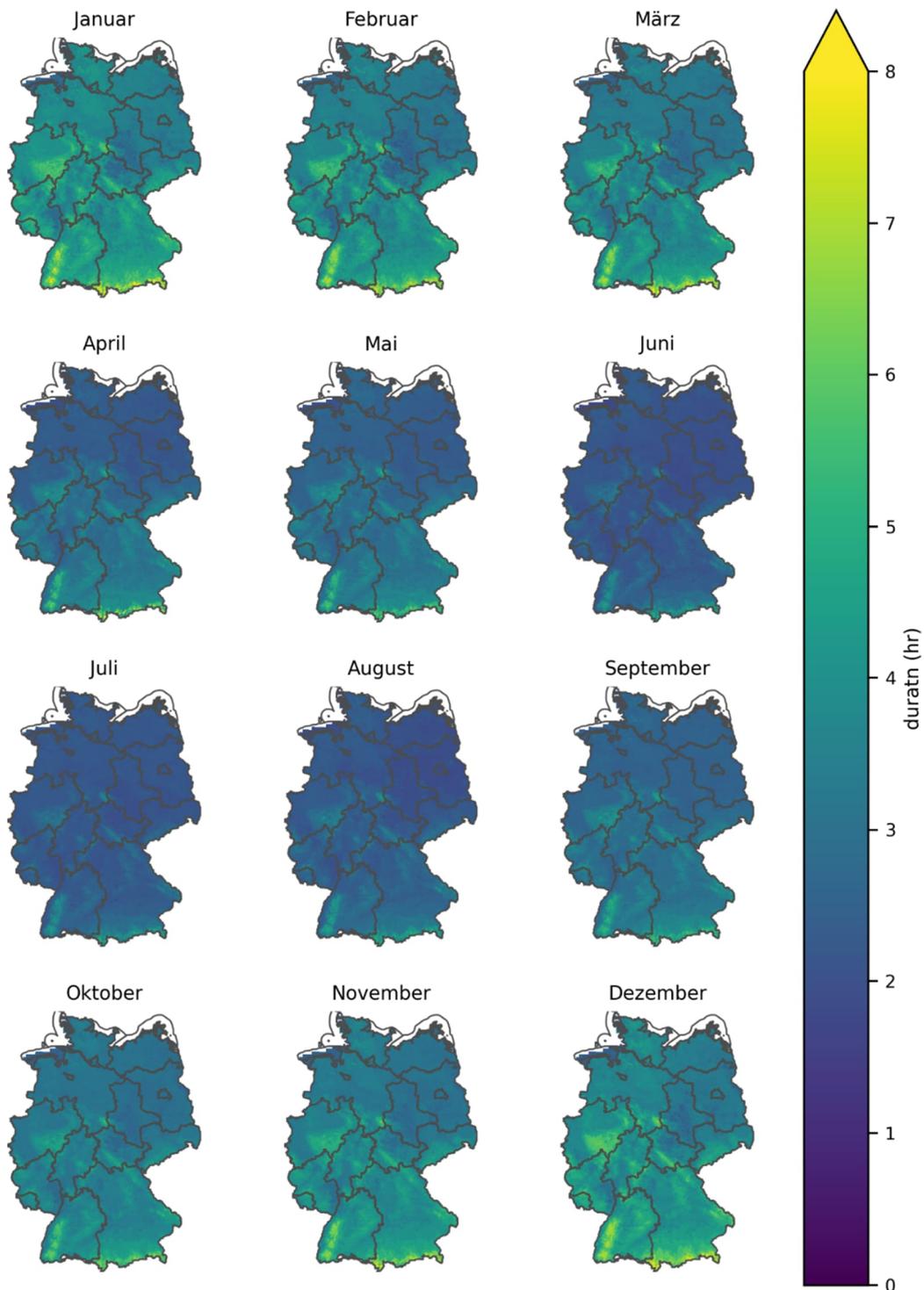


Abbildung 4.7: Durchschnittliche Dauer (in Stunden) von täglichen Niederschlagsereignissen (DURATN).

Tabelle 4.9: Lage- und standortspezifische Parameter in LWF-Brook90.

Parameter	Beschreibung	Einheit	Wert
ASPECT	Exposition (von Nord über Ost)	Grad	
DSLOPE	Hangneigung zur Berechnung von hangparallelem Abfluss	Grad	
ESLOPE	Hangneigung zur Berechnung der Evapotranspiration und Schneeschmelze	Grad	
LENGTH	Hanglänge zur Berechnung von hangparallelem Abfluss	m	100
NLAYER	Anzahl der zu modellierenden Bodenschichten	-	
NMAT	Anzahl der bodenphysikalisch charakterisierten Substrate (Horizonte)	-	

Tabelle 4.10: Neuzusammenstellung der baumartenspezifischen Parameter für LWF-Brook90 (in alphabetischer Reihenfolge).

Parameter	Beschreibung	Einheit	Buche	Eiche	Fichte	Kiefer	Douglasie
ALB	Albedo ohne Schnee	-	0,21	0,21	0,13	0,13	0,13
ALBSN	Albedo mit Schnee auf dem Boden	-	0,47	0,47	0,34	0,34	0,34
CINTRL	Speicherkapazität für Regen-Interzeption pro LAI-Einheit	mm	0,6	0,7	0,4	1	0,4
CINTRS	Speicherkapazität für Regen-Interzeption pro SAI-Einheit	mm	0,5	1	0,2	1	0,2
CINTSL	Speicherkapazität für Schnee-Interzeption pro LAI-Einheit	mm	2,4	2,8	1,6	4	1,6
CINTSS	Speicherkapazität für Schnee-Interzeption pro SAI-Einheit	mm	2	4	0,8	4	0,8
CR	Extinktionskoeffizient für photosynthetisch aktive Strahlung in der Krone	-	0,59	0,59	0,45	0,45	0,45
CVPD	Dampfdruckdefizit mit halbmaximaler Blattleitfähigkeit	kPa	2	2	2	2	2
FRINTL	Anteil Interzeption Regen je LAI-Einheit	-	0,08	0,1	0,08	0,13	0,12
FRINTS	Anteil Interzeption Regen je SAI-Einheit	-	0,08	0,1	0,08	0,13	0,2
FSINTL	Anteil Interzeption Schnee je LAI-Einheit	-	0,08	0,1	0,08	0,13	0,08
FSINTS	Anteil Interzeption Schnee je SAI-Einheit	-	0,4	0,5	0,1	0,3	0,1
GLMAX	Blattleitfähigkeit bei komplett offenen Stomata pro projizierter Blattfläche	m s ⁻¹	0,006	0,007	0,0035	0,0045	0,0025
GLMIN	Blattleitfähigkeit bei geschlossenen Stomata bezogen auf LAI	m s ⁻¹	0,0002	0,0003	0,0001	0,0002	0,0001
LAI	maximaler Blattflächenindex	m ² m ⁻²	6	4,5	7	3,5	6
LAIWinter	Blattflächenindex außerhalb der Vegetationsperiode	m ² m ⁻²	0	0	5,6	1,75	4,8
LWIDTH	Blattbreite	m	0,04	0,05	0,001	0,001	0,001
MXKPL	maximale Wasserleitfähigkeit im Baum	mm d ⁻¹ MPa ⁻¹	8	8	8	8	8
MXRTLN	maximale Feinwurzellänge pro Bodenoberfläche	m m ⁻²	3200	3200	3000	3000	3000
PSICR	kritisches Blattwasserpotenzial	MPa	-2	-2,5	-2	-2,5	-2,5
R5	Untergrenze Sonneneinstrahlung mit halbmaximaler Blattleitfähigkeit	W/m ²	100	100	100	100	100
RHOTP	Verhältnis gesamter zu projizierter Blattfläche	-	2	2	2,6	2,6	2,6
RTRAD	durchschnittlicher Feinwurzelradius	mm	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25
SAI	Index der Baumoberfläche (Stamm und Krone) ohne Blätter	m ² m ⁻²	1	0,9	2	0,8	0,8
SLA	spezifische Blattfläche	m ² kg ⁻¹	20	15	3,5	4	5
T1	Untergrenze Tagesmitteltemperatur für temperaturabhängige Stomataöffnung	°C	10	10	10	10	10
T2	Obergrenze Tagesmitteltemperatur für temperaturabhängige Stomataöffnung	°C	30	30	30	30	30
TH	Obergrenze Tagesmitteltemperatur für geschlossene Stomata	°C	40	40	40	40	40
TL	Untergrenze der Tagesmitteltemperatur für geschlossene Stomata	°C	0	0	0	0	0
tbcd	Temperaturschwelle Kältetage (Modell Menzel, 1997)	°C	9	9	9	9	9
tbtt	Temperaturschwelle Wärmereiz (Modell Menzel, 1997)	°C	6	4	4	5	4
a	a (Modell Menzel, 1997)	-	1921,8	1747,9	1848,1	1394,5	1848,1
b	b (Modell Menzel, 1997)	-	-348,1	-298,4	-317,0	-222,7	-316,97
durld	Dauer der Blattentfaltung	d	28	28	28	28	28
doylf	letztmöglicher Jahrtag des Beginns der Blattverfärbung (Modell von Wilpert, 1990)	doy	279	279	279	279	279
tblf	Temperaturschwelle Blattverfärbung (Modell von Wilpert, 1990)	°C	10	10	10	10	10
durlf	Dauer des Blattfalls	d	56	56	56	56	56
height	Bestandshöhe	m	34	26	36	30	40
age	Bestandsalter	a	100	100	100	100	100
rootdepth	maximale Durchwurzelungstiefe (in Anlehnung an Meesenburg et al., 2004)	cm	160	200	120	200	160
beta	Beta-Wert zur Berechnung der Feinwurzelverteilung (Gale & Grigal, 1987)	-	0,966	0,966	0,976	0,976	0,976
humus	Mindestmächtigkeit der organischen Auflage (verwendet in Bayern)	cm	3,0	4,0	5,0	6,0	4,0

Tabelle 4.11: Neuzusammenstellung der allgemeinen Parameter für LWF-Brook90 (in alphabetischer Reihenfolge).

Parameter	Beschreibung	Einheit	Wert
BYPAR	1 um Makroporenfluss zu erlauben, 0 um ihn zu unterbinden	-	0
C1	Interzept (Verhältnis tatsächlicher zu potenzieller Sonneneinstrahlung gegen Sonnenscheindauer am Tag)	-	0,25
C2	Steigung (Verhältnis tatsächlicher zu potenzieller Sonneneinstrahlung gegen Sonnenscheindauer am Tag)	-	0,5
C3	Wolkenkorrektur	-	0,2
CCFAC	notwendige Energie, um die Schneedecke auf 0° C zu erwärmen	MJ m ² d ⁻¹ K ⁻¹	0,3
CS	Verhältnis zwischen Stammflächenindex und Bestandshöhe	m	0,035
CZR	Verhältnis Rauigkeit zu Bestandshöhe für raue geschlossene Kronen	-	0,05
CZS	Verhältnis Rauigkeit zu Bestandshöhe für glatte geschlossene Kronen	-	0,13
DPSIMX	maximale vertikale Potenzialdifferenz	kPa	0,01
DRAIN	Anteil des vertikalen Matrixflusses der untersten Bodenschicht zum Grundwasser	-	1
DSWMAX	maximale Änderungsrate der Bodenfeuchte	%	0,5
DTIMAX	maximaler Iterationszeitschritt	N d ⁻¹	0,5
FETCH	Wetterstation: Wirklänge des Aufwindes	m	5000
FXYLEM	Wasserleitfähigkeit im Xylem (höhere Werte reduzieren die Abhängigkeit von der Feinwurzelverteilung)	mm d ⁻¹ MPa ⁻¹	0,5
GRDMLT	Schneesmelzrate am Übergang Schneedecke-Boden	mm d ⁻¹	0,35
GSC	Anteil des Grundwasservorrats der täglich abfließt	-	0
GSP	Anteil Grundwasserabflusses zur Tiefensickerung (SEEP) statt Flussabfluss (FLOW)	-	0
HR	Höhe oberhalb der CZR gilt	m	10
HS	Höhe unterhalb der CZS gilt	m	1
ILAYER	Anzahl der Schichten, über die die Infiltration verteilt wird, wenn INFEXP > 0 (Makroporenfluss)	-	1
IMODEL	Funktionswahl für pF/ku: 0 Clapp/Hornberger; 1 Mualem/van Genuchten	-	1
IMPERV	wasserundurchlässige Bodenoberfläche	-	0
INFEXP	Infiltrations-Exponent (0 Infiltration nur in erste Bodenschicht, 1 Verteilung gleichförmig mit Bodentiefe)	-	0
INTR	Interzeption Regen zu Beginn des Modelllaufs	mm	0
INTS	Interzeption Schnee zu Beginn des Modelllaufs	mm	0
KSNVP	Faktor zur Korrektur des Schnee-Evaporation-Problems	-	0,3
LAIMLT	Parameter für die Abhängigkeit der Schneeschmelze vom LAI	-	0,2
LPC	kleinster Blattflächenindex (LAI) bei geschlossener Krone	m ² m ⁻²	4
MAXLQF	flüssige Wasserfraktion für Wasserfluss im Schnee	mm d ⁻¹	0,05
MELFAC	Gradtagfaktor Schneeschmelze für Offenland (0: keine Schneeschmelze)	MJ m ⁻² d ⁻¹ K ⁻¹	1,5
NN	Extinktionskoeffizient Wind/Eddy Diffusivität	-	2,5
NOOUTF	Wasserfluss aus den Wurzeln in den Boden (1 nein, 0 ja)	-	1
QFFC	Anteil des schnellen Abflusses bei Feldkapazität	-	0
QFPAR	Anteil des Wassergehaltes zwischen Feldkapazität und Sättigung bei dem der schnelle Abfluss 1 ist	-	1
QLAYER	Anzahl der Schichten, über die "wetness" berechnet wird zur Berechnung der "source area fraction"	-	0
RM	maximal mögliche Sonneneinstrahlung auf ein Blatt	W m ⁻²	1000
RSSA	Widerstand der Bodenevaporation bei Feldkapazität	s m ⁻¹	100
RSSB	Exponent der Beziehung Widerstand der Bodenevaporation zu Wasserpotenzial	-	1
RSTEMP	Basistemperatur für den Übergang Schnee-Regen	°C	-0,5
SAIMLT	Parameter für die Abhängigkeit der Schneeschmelze vom SAI	-	0,5
SNODEN	Schneedichte als Verhältnis des Schneewassergehaltes zur Schneedeckenhöhe	mm mm ⁻¹	0,3
WDRAT	Verhältnis zwischen Nacht- und Tageswindgeschwindigkeit	-	0,3
ZOG	Rauhigkeitshöhe der Bodenoberfläche	m	0,02
ZOS	Rauhigkeitslänge der Schneeoberfläche	m	0,001
ZOW	Wetterstation: Rauhigkeits-Parameter	m	0,005
ZMINH	Referenzhöhe der Klimavariablen über dem Bestand	m	2
ZW	Wetterstation: Messhöhe der Windgeschwindigkeit über Grund	m	10
inirlen	Anfangswert Wurzellänge pro Bodenfläche	m m ⁻²	10
inirdep	Anfangsdurchwurzelungstiefe	m	0,25
rgrorate	Rate vertikales Wurzelwachstum	m a ⁻¹	0,033
rgroper	Periode des Nettowurzelwachstums	a	0

Bodenhydraulische Parameter (pF-Kurve und Wasserleitfähigkeit) wurden in LWF-Brook90 über die Mualem – van Genuchten Funktion abgebildet (Mualem, 1976; van Genuchten, 1980). Die Parameter wurden über Pedotransferfunktionen aus bodenphysikalischen Kenngrößen geschätzt, da in der Regel bei den verwendeten Bodenprofilen hierzu keine Messungen vorlagen. Die Ergebnisse einer Überprüfung verschiedener Pedotransferfunktionen für Bodenartengruppen finden sich in Abbildung 4.8, Tabelle 4.12 und Tabelle 4.13.

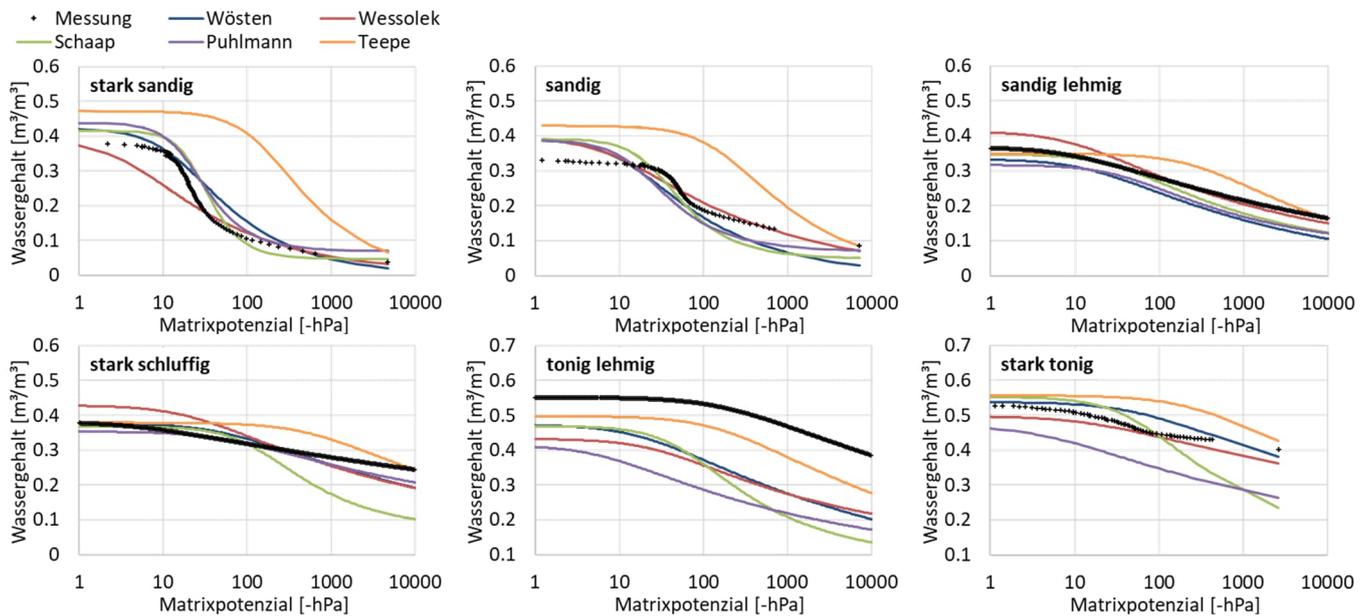


Abbildung 4.8: Beispiele für Wasserspannungskurven verschiedener Bodenartengruppen: Messungen und Pedotransferfunktionen.

Tabelle 4.12: Anpassungsgüte direkt gefitteter (Fit) und mit verschiedenen Pedotransferfunktionen ermittelter Wasserspannungskurven nach Bodenartengruppe (R^2_{gew} : gewichtetes Bestimmtheitsmaß nach Formel 4.3, RMSE: Quadratwurzelfehler)

Bodenartengruppe		Fit	Wösten	Tóth	Wessolek	Schaap	Zhang	Puhlmann	Teepe
alle n = 48	R^2_{gew}	0,9985	0,6997	0,6087	0,4308	0,6222	0,6263	0,4895	0,5344
	RMSE	0,0045	0,0834	0,1105	0,0943	0,1060	0,0905	0,1177	0,1301
stark sandig n = 8	R^2_{gew}	0,9906	0,7281	0,4619	0,1683	0,5835	0,5483	0,5145	0,2925
	RMSE	0,0092	0,0858	0,0833	0,0889	0,0945	0,1035	0,0737	0,2154
sandig n = 8	R^2_{gew}	0,9976	0,5665	0,6029	0,1715	0,6508	0,5404	0,5047	0,4697
	RMSE	0,0074	0,0831	0,0807	0,1369	0,0817	0,0761	0,1022	0,1439
sandig lehmig n = 8	R^2_{gew}	0,9965	0,8337	0,7177	0,4140	0,8246	0,8811	0,6710	0,6645
	RMSE	0,0062	0,0579	0,0795	0,1052	0,0580	0,0576	0,0922	0,1240
stark schluffig n = 8	R^2_{gew}	0,9986	0,6734	0,5807	0,4350	0,5560	0,6254	0,5936	0,5244
	RMSE	0,0027	0,0853	0,1092	0,1003	0,1172	0,1005	0,1115	0,1680
tonig lehmig n = 8	R^2_{gew}	0,9982	0,5801	0,6085	0,4250	0,5818	0,5730	0,4461	0,7136
	RMSE	0,0023	0,0997	0,1277	0,0891	0,1147	0,0946	0,1280	0,0771
stark tonig n = 8	R^2_{gew}	0,9988	0,6888	0,5515	0,6487	0,5259	0,5984	0,5910	0,7299
	RMSE	0,0017	0,0790	0,1307	0,0588	0,1224	0,0945	0,1466	0,0595

Bei den pF-Kurven (Abbildung 4.8, Tabelle 4.12) schnitt Wösten et al. (1999) durchgehend gut ab mit etwas schlechteren Ergebnissen für die sandigen und tonig-lehmigen Horizonte. Tóth et al. (2015), eine Neuauswertung der bei Wösten et al. (1999) verwendeten Daten, ergab keine Verbesserung. Wessolek et al. (2009) lag qualitativ, wie auf Grund der geringeren Anzahl berücksichtigter Bodenparameter erwartet, hinter Wösten et al. (1999). Bei RMSE und unter Berücksichtigung aller Horizonte wurde aber immerhin Rang drei erreicht. Im sandigen Bereich wurden die möglichen Stärken der Funktion nach Wessolek et al. (2009) nicht deutlich, da nicht zwischen Grob-, Mittel- und Feinsand unterschieden werden konnte. Gute Ergebnisse ergaben sich für lehmig-tonige und tonige Bodenhorizonte. Schaap et al. (2001) zeigte eine ordentliche Performance für Sande und lehmige Sande, nicht aber für Schluffe und tonreichere Horizonte. Ähnliches galt für die methodisch leicht überarbeitete Neuauswertung nach Zhang & Schaap (2017). Puhlmann & von Wilpert (2011) zeigte sich gut geeignet im sandig und sandig-lehmigen Bereich, hatte aber Defizite vor allem bei Tonböden und weniger stark bei Schluff- und Lehmböden. Teepe et al. (2003) belegte im RMSE aller Horizonte den letzten Platz, konnte aber trotzdem bei Lehmen und Tonen überzeugen.

Tabelle 4.13: RMSE für direkt gefittete (Fit) und mit Pedotransferfunktionen ermittelte Beziehungen des Zehnerlogarithmus der Wasserleitfähigkeit (Mualem, 1976; van Genuchten, 1980) in cm pro Tag (Anzahl der analysierten Bodenproben in Klammern).

Bodenartengruppe	Fit	Wösten	Wessolek	Schaap	Puhlmann*
alle (48)	0,2599	0,8921	0,9696	1,0610	1,4462
stark sandig (8)	0,1507	1,7351	0,8456	1,1258	1,0063
sandig (8)	0,1730	0,7297	0,7014	0,6455	0,5757
sandig lehmig (8)	0,2780	0,9308	0,8972	0,9207	1,0237
stark schluffig (8)	0,2601	1,1321	1,2822	1,4740	31,1416
tonig lehmig (8)	0,2539	0,6601	1,0926	1,0120	1,2999
stark tonig (8)	0,3054	0,5477	0,7039	0,9466	2,1158

*vier Ah-Horizonte mit Trockenraumdichten $< 0,62 \text{ g cm}^{-3}$ und ein Cv-Horizont mit einem Tongehalt $< 1\%$ wurden nicht berücksichtigt

Ein Vergleich der Wasserleitfähigkeiten (Tabelle 4.13) konnte nur für die Pedotransferfunktionen Wösten et al. (1999), Wessolek et al. (1999), Schaap et al. (2001) und Puhlmann & von Wilpert (2011) erfolgen, da nur hier die entsprechenden Parameter der Mualem - van Genuchten Beziehung mit ausgewertet wurden. Wösten et al. (1999) zeigte die besten Übereinstimmungen, gefolgt von Wessolek et al. (2009) und Schaap (2001). Für sandige Horizonte, nicht aber für Schluff-, Lehm- und Tonböden war die Übereinstimmung bei Wessolek et al. (2009) noch etwas besser als bei Wösten et al. (1999). Puhlmann & von Wilpert (2011) ergab bei weitem die höchsten RMSE-Werte.

Für Bayern lagen Korngrößenanteile, Lagerungsdichte und Humusgehalt für die Horizonte der den Standortseinheiten zugeordneten Bodenprofile vor. Dementsprechend wurde die Pedotransferfunktion nach Wösten et al. (1999) verwendet, die die entsprechenden Analysewerte berücksichtigt und damit auch locker gelagerte und humusreiche Waldbodenhorizonte gut charakterisieren kann. Für Baden-Württemberg, Niedersachsen und Sachsen-Anhalt beschränkten sich Angaben zur Textur in der Regel auf Korngrößenklassen, wodurch die Verwendung der Pedotransferfunktion nach Wessolek et al. (2009) nahelag. Dadurch konnte auch eine Unterscheidung von Reinsanden hinsichtlich der Anteile an Fein-, Mittel- und Grobsand erfolgen, die insbesondere bei Sandstandorten quartären Ursprungs bedeutsam ist.

4.3.2 Ergebnisse der Sensitivitätsanalysen und sensitive Parameter

In Tabelle 4.14 sind die Ergebnisse der Sensitivitätsanalysen dargestellt. Aufgelistet sind nur jene Parameter, die auf mindestens einer Fläche als „hoch sensitiv“ identifiziert wurden. Jede Zahl steht für einen hoch sensitiven Effekt, welche in der rechten Spalte aufsummiert die Reihenfolge der Parameter bestimmt. Die maximal mögliche Auftrittshäufigkeit ist 42 (7 Flächen, 2 Messgrößen, 3 Untersuchungszeiträume).

Tabelle 4.14: Ranking der 18 sensitivsten Parameter in LWF-Brook90.

Parameter	Bodenwassergehaltsmessungen	Bestandsniederschlagsmessungen	Summe
DURATN	3	14	17
R5	14	0	14
GLMAX	12	0	12
RSTEMP	6	2	8
GLMIN	7	0	7
LWIDTH	0	6	6
ALB	5	0	5
FRINTL	0	5	5
PSICR	4	0	4
CINTRL	0	4	4
WDRAT	0	3	3
CZR	1	2	3
CVPD	2	0	2
RSSA	2	0	2
RSSB	2	0	2
FSINTL	0	2	2
FRINTS	0	1	1
FSINTS	0	1	1

Der am häufigsten als sensitiv eingestufte Parameter war die Dauer der Niederschlagsereignisse (DURATN), welcher hauptsächlich auf den Bestandesniederschlag wirkt. Es folgten die zwei transpirationswirksamen Parameter R5 (Sonneneinstrahlung, ab welcher die Blattleitfähigkeit die Hälfte des Leitfähigkeitswertes der maximalen Sonneneinstrahlung annimmt) und GLMAX (maximale Blattleitfähigkeit). Auch für die minimale Blattleitfähigkeit (GLMIN)

ergaben sich sieben hoch sensitiven Erwähnungen. RSTEMP, die Basistemperatur für die Trennung von Niederschlag in Regen und Schnee, zeigte Sensitivität sowohl beim Bestandsniederschlag als auch bei den Bodenwassergehalten. Es folgen Blattbreite (LWIDTH), Albedo (ALB), der Anteil interzeptierten Niederschlags je Einheit LAI (FRINTL), die kritische Bodenwasserspannung (PSICR) und die Interzeptions-speicherkapazität des Bestandes je Einheit LAI (CINTRL). Der Parameter WNDRAT, das durchschnittlichen Verhältnis der Nachtwindgeschwindigkeit zur Tageswindgeschwindigkeit, erwies sich bei der Fläche Conventwald-Fichte und den beiden betrachteten Eichenflächen im Winter als hoch sensitiv für den Bestandesniederschlag. Alle weiteren Parameter wiesen nur noch auf einzelnen Flächen eine signifikante Sensitivität auf.

4.3.3 Validierung von Bestandesniederschlag und Bodenfeuchte an Intensivmessflächen

Abbildung 4.9 zeigt die Verteilung der Modellgüte aller Messwertgeber, bei denen durch visuelle Überprüfung der Messdaten kein systematischer Fehler in den Boden- oder Bestandesdaten ausgemacht werden konnte. Die Anzahl der Messzeitreihen, die in die Endbilanz eingingen, beträgt 50 für den Bestandesniederschlag, 156 für den Wassergehalt und 153 Matrixpotenzialmessungen. Als quantitatives Gütemaß ist oben links der Quadratwurzelfehler (RMSE) dargestellt. Zur besseren Vergleichbarkeit zwischen den Messgrößen aufgrund unterschiedlicher Skalen (mm, pF und %) ist oben rechts der normierte Quadratwurzelfehler (nRMSE) dargestellt, bei dem der RMSE-Wert durch den Mittelwert der Messreihe geteilt wurde. Er bildet somit für jede Messzeitreihe die Abweichung in Prozent des durchschnittlichen gemessenen Werts ab. Als qualitative Gütemaße sind das Bestimmtheitsmaß (R^2) zwischen Mess- und Modelldaten und das gewichtete Bestimmtheitsmaß (R^2_{gew} , vgl. Formel 4.3) dargestellt. Über den Boxplots ist zudem der Median der Gütemaße aller Messwertreihen aufgetragen.

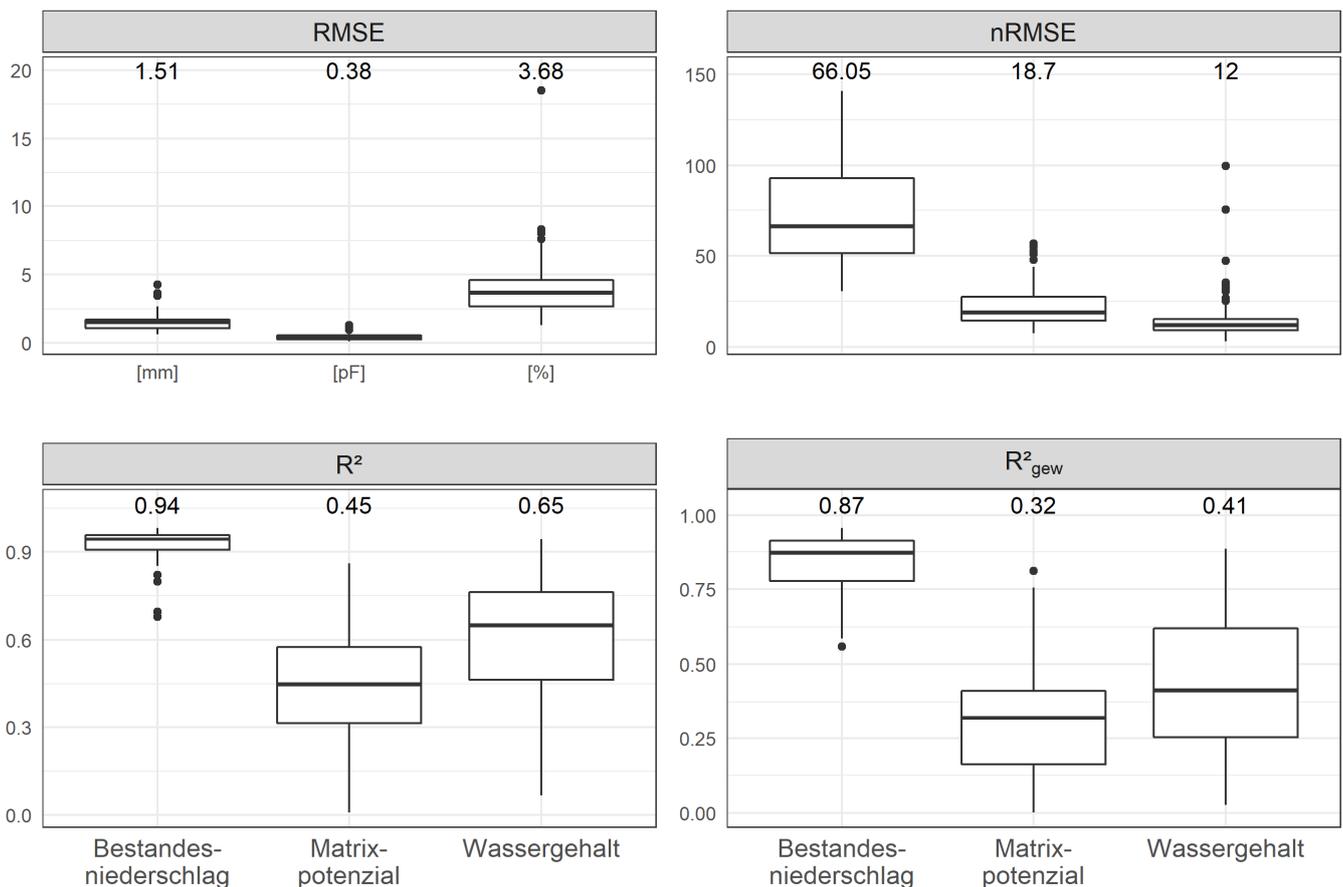


Abbildung 4.9: Modellgütekriterien der Evaluierung von Bestandesniederschlag (links), Matrixpotenzial (Mitte) und Wassergehalt (rechts).

Die unterschiedlichen Gütemaße sind je nach Datensatz unterschiedlich aussagekräftig. In der Regel zeigen R^2 und R^2_{gew} über die Quantifizierung der Streuung wie akkurat die Modellierung die Messwerte nachbildet, während sich über den RMSE die absolute Abweichung von den Messwerten in der jeweiligen Einheit einschätzen lässt. Über den nRMSE wird der RMSE in Relation zum mittleren Wertebereichen der Messzeitreihe gesetzt.

Der modellierte Bestandesniederschlag hatte über alle 50 Messzeitreihen im Mittel eine Abweichung von 1,5 mm.

Da die Häufigkeitsverteilung der Bestandesniederschlagswerte aber extrem rechtsschief war und von sehr vielen kleinen Werten dominiert wurde (1,5 mm entspricht dem 71. Perzentil – 70 % der Messwerte sind kleiner 1,5 mm), wurde der nRMSE in Relation zur durchschnittlichen Bestandesniederschlagsmenge mit 66,05 % entsprechend hoch. Anhand der qualitativen Gütemaße sieht man jedoch, dass die Parametrisierung des Bestandesniederschlags sehr gute Ergebnisse lieferte (R^2 von im Mittel 0,94). Das Gütemaß R^2_{gew} , welches die Steigung der Ausgleichsgeraden zwischen gemessen und modelliert als Bestrafungsterm auf den R^2 anwendet, fiel nur geringfügig schlechter aus (0,87) und belegt, dass die systematische Über- oder Unterschätzung durch die Parametrisierung gering war. Die Matrixpotentialmodellierung hatte mit 0,38 den geringsten RMSE. Dies war jedoch dadurch bedingt, dass sich die pF-Skala der untersuchten Daten nur zwischen 1,5 und 5,2 bewegte. Die Streuung der modellierten Werte war jedoch hoch. R^2 (0,45) und R^2_{gew} (0,32) waren beim Matrixpotential von allen Messgrößen am geringsten. Beim Wassergehalt wurden mit der gewählten Parametrisierung im Schnitt über alle Messzeitreihen 3,68 % Abweichung erreicht, was 12 % des durchschnittlichen Wassergehalts von etwa 30 % entspricht. Ein Bestimmtheitsmaß von im Mittel 0,65 und ein R^2_{gew} von 0,41 bedeuteten jedoch eine akkuratere Abbildung der Messwerte als beim Matrixpotential.

4.4 Diskussion

4.4.1 Festlegung und Auswahl der Modellparameter

Im Rahmen der Modellparametrisierung von LWF-Brook90 wurde ein hybrider Parametrisierungsansatz verwendet. Dieser Ansatz berücksichtigt sowohl die Erfahrungen einer Vielzahl von Modellnutzer*innen als auch wissenschaftliche Erkenntnisse aus aktuellen Reviews und eigenen Weiterentwicklungen zur Parametrisierung. Für den überwiegenden Anteil der ungefähr hundert Modellparameter bestätigte sich, dass mit den von Federer (2021) vorgeschlagenen Standardparametern solide Modellergebnisse zu erzielen sind. Bei den notwendigen Anpassungen lassen sich zwei Arten von Modellparametern unterscheiden: Zum einen Parameter, die nach aktuellem Stand der Forschung korrigiert werden sollten, aber nur einen äußerst geringen Einfluss auf das Modellergebnis haben (z. B. Feinwurzelradius, RTRAD). Bei der zweiten Art handelt es sich um Parameter, bei denen sich schon kleine Schwankungen direkt in den Ergebnissen der Simulationen widerspiegeln. Um welche Parameter es sich hierbei handelt, konnte über Sensitivitätsanalysen herausgearbeitet werden (Tabelle 4.14). Entsprechend wird im Folgenden der Fokus überwiegend auf diese Parameter gelegt.

Für den äußerst sensitiven Parameter DURATN empfiehlt Federer (2021) im Wertebereich von zwei bis acht Stunden Kalibrierungen durchzuführen. Dieses entspricht ziemlich genau dem in Abbildung 4.7 angegebenen Wertebereich für die monatspezifischen regionalen Karten. Entsprechend erlaubt das entwickelte Schätzmodell eine verbesserte Berücksichtigung unterschiedlicher jährlicher Niederschlagsmengen und -verteilungen in verschiedenen Untersuchungsgebieten. Insbesondere bei der Modellevaluierung an süddeutschen Standorten des intensiven Umweltmonitorings ergaben sich deutliche Verbesserungen in der Modellperformance bei Verwendung der vorgeschlagenen Funktion.

Die Untergrenze der Sonneneinstrahlung mit halbmaximaler Blattleitfähigkeit (R_5) ist ebenfalls ein äußerst sensibler Modellparameter. Es gibt jedoch nur wenige Daten und Anhaltspunkte, um diesen Wert zu optimieren. Die Arbeit von Zweifel et al. (2002) zeigt jedoch beispielhaft für einen Fichtenbestand, dass der realistische Wertebereich für R_5 durch einen Wert von 100 W m^{-2} recht gut getroffen wird.

Ein ebenfalls besonders sensibler Parameter war die maximale Blattleitfähigkeit (GLMAX). Dieser Wert wird in zahlreichen Studien (Combalicer et al., 2008; Federer et al., 2003; Panferov et al., 2009) baumartenunabhängig gewählt. Dieses Vorgehen wird unter anderen durch drei Reviews (Kelliher et al., 1995; Körner, 1995; Schulze et al., 1994) gerechtfertigt, die alle zu dem Ergebnis kamen, dass sich keine signifikanten pflanzenspezifischen Unterschiede nachweisen lassen. Entsprechend empfehlen auch White et al. (2000) einen mittleren Wert von $0,0060 \text{ m s}^{-1}$ zu verwenden, der etwas über dem von Federer et al. (2003) für Laub- und Nadelwälder empfohlenen Wert von $0,0053 \text{ m s}^{-1}$ liegt. Die in dieser Arbeit verwendeten Werte eines Reviews von Hoshika et al. (2018) liegen im Mittel über die Hauptbaumarten Mitteleuropas (Tabelle 4.2: $0,0056 \text{ m s}^{-1}$) oder die entsprechenden Gattungen (Tabelle 4.3: $0,0051 \text{ m s}^{-1}$) exakt in diesem Wertebereich. Nach den baumarten- bzw. baumgattungsspezifischen Werten sind die Laubbäume allerdings durch höhere und die Nadelbäume durch niedrigere Leitfähigkeiten gekennzeichnet. Der Unterschied zwischen Laub- und Nadelbäumen lässt sich mit der Lebensdauer des Laubes begründen. Kurzlebige Blätter haben demnach eine höhere Leitfähigkeit als die mehrjährigen Nadeln (Hoshika et al., 2018). Bei der hohen

Sensitivität des Parameters, insbesondere im Hinblick auf die Transpiration, erscheint die Verwendung artspezifischer Werte empfehlenswert. Die Validierung der Modellparametrisierung anhand von Bodenwassergehaltsänderungen konnte den Wert eines differenzierten Vorgehens zumindest in Teilen bestätigen. Auch eine zusätzliche Modellevaluierung anhand der Xylemsaftflussmessungen der SAPFLUXNET Initiative (Fleck et al., 2023c) bestätigt dies. Dennoch bleibt festzuhalten, dass die baumartenspezifische Parametrisierung immer noch eine erhebliche Unsicherheit aufweist und die angegebenen Wertebereiche für manche Baumarten nur auf einer geringen Anzahl an Untersuchungen basieren. Insbesondere bei dem direkten Vergleichen von Baumarten mit schlechter Datengrundlage (z. B. Kiefer gegenüber Douglasie) bleibt ein erhebliches Maß an Restunsicherheit. Entsprechende Aussagen hinsichtlich der Unsicherheiten und Problemen bei einer gesicherten Ableitung des Modellparameters gelten auch für die minimale Leitfähigkeit eines Bestandes (GLMIN).

Die modellsensitive Basistemperatur für die Trennung von Niederschlag in Regen und Schnee (RSTEMP) wurde in Anlehnung an die Empfehlung von Federer (2021) und anderer Studien (Lopes & Vogel, 2008) mit -0.5 °C unverändert übernommen.

LWIDTH ist die Blattbreite (leaf width – Definition siehe Mollick et al., 2011), die zur Bestimmung des Blattgrenzflächenwiderstands verwendet wird. Bei den Angaben aus der Literatur (Markart et al., 2012; Carr & Loague, 2012; Holst et al., 2010; Combalicer et al., 2008) zeigen sich insbesondere bei Laubbäumen stark schwankende Angaben, die teilweise stark von dem in Federer (2021) vorgeschlagenen Standardwert von $0,1\text{ m}$ für Laubbäume abweichen. Da die Blattbreite bei der Sensitivitätsanalyse einen nicht unbedeutenden Einfluss auf die Interzeptionsverdunstung zeigte, sollten hier möglichst realistische Werte eingesetzt werden. Die Blattbreite ist ein messbarer Parameter, der durch Scannen (z. B. Canon, CanoScanLiDe 200, Tokio) und die Auswertung mit entsprechender Software (z. B. WinFOLIA, Régent Instruments Inc. – Image Analysis for Plant Science, Québec, Canada) bestimmt werden kann. Dementsprechend basieren die hier zur Modellparametrisierung empfohlenen Werte auf Messungen von vielen Tausenden Blättern und Nadeln, die hauptsächlich an der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt (NW-FVA) durchgeführt wurden.

Hinsichtlich der Parameter ALB und ALBSN zur Charakterisierung der Albedo mit und ohne Schneebedeckung zeigt die Literaturlauswertung, dass in den meisten Studien die von Federer et al. (2003) vorgeschlagenen Standardwerte, differenziert nach Laub- und Nadelwäldern verwendet werden. In dem Review von Breuer et al. (2003) ergaben sich im Mittel etwas größere Differenzen zwischen Laub- und Nadelbäumen, die entsprechend auch in die Parameterempfehlung eingearbeitet wurden.

Das kritische Blattwasserpotenzial (PSICR) variiert für die meisten Pflanzenarten zwischen $-1,5$ bis $-3,0\text{ MPa}$. Werte aus Modellanwendungen von Brook90 bzw. LWF-Brook90 ergeben ein Wertespektrum von $-1,5$ bis $-5,3\text{ MPa}$ mit einem Mittelwert von $-2,5\text{ MPa}$. Nimmt man als Grenze die einsetzenden Verluste (10 %) der Xylemleitfähigkeit nach dem Review von Czajkowski et al. (2009) ergeben sich für Fichte und Buche Potenziale von $-2,0\text{ MPa}$ und für Eiche, Kiefer und Douglasie von $-2,5\text{ MPa}$. Eine genauere Differenzierung erscheint mit den aktuell verfügbaren Datengrundlagen nicht möglich.

Wie in der Einleitung beschrieben, werden die Interzeptionsparameter in verschiedenen Studien sehr unterschiedlich gehandhabt (konstant - Thiele et al. 2017; jahreszeitlich - Schmidt-Walter et al., 2019; jährlich variabel - Vilhar et al., 2010). Bei insgesamt acht Parametern, die in eine Kalibrierung einbezogen werden können, ist eine Vielzahl möglicher Kombinationen denkbar. Entsprechend wurde in dieser Arbeit der Versuch einer „globalen“ Parameterableitung unternommen und umgesetzt. Insbesondere durch die regional differenzierte Ableitung von DURATN auf monatlicher Basis hat sich die Anwendbarkeit der „globalen Parameter“ deutlich verbessert. Grenzen bestehen bei den Baumarten, die nur in geringem Stichprobenumfang in die Parameterableitung eingegangen sind. So stand zum Beispiel für Douglasie nur ein Bestand für die Auswertung zur Verfügung. Zu betonen ist, dass in die Ableitung der Interzeptionsparameter die beschriebenen Schätzfunktionen zu LAI und SAI eingingen. Die Interzeptionsparameter sind dementsprechend nur gültig, wenn LAI und SAI der zu modellierenden Bestände zumindest in ähnlichen Größenordnungen wie den hier angegebenen liegen.

Obwohl LWF-Brook90 es dem Modellanwender erlaubt schnelle Wasserflüsse im Boden zu berücksichtigen, wurde bei unseren Berechnungen bewusst die physikalischen Gesetzmäßigkeiten beim Durchströmen poröser Medien in den Vordergrund gerückt und deshalb der Wasserfluss in der Bodenmatrix abgebildet. Bekannt ist jedoch, dass die Sickerung in Waldböden sehr heterogen erfolgen kann. Es gibt Bereiche im Boden (z.B. Wurzelröhren, Schrumpf-

risse), in denen hohe Fließgeschwindigkeiten herrschen und entsprechend präferenzielle Fließwege entstehen. Ergebnisse eines Reviews von Zhang et al. (2018) belegen, dass es in den letzten Jahren erhebliche Fortschritte im Verständnis von präferenziellem Fluss und der ihn beeinflussenden Parameter gegeben hat, einige wichtige Fragen aber noch ungelöst sind. Da ausreichend valide Ansätze für die Anwendung in der Fläche aktuell noch fehlen und die Abbildung des Makroporenflusses im verwendeten Wasserhaushaltsmodell nur recht grob erfolgt, wurde auf eine Berücksichtigung verzichtet. Die Evaluierungen der Bodenwasserverläufe der meisten verwendeten Monitoringflächen bestätigt die Validität des Vorgehens. Solange sich der Boden nicht sehr häufig nahe der Sättigung befindet oder zeitweilig hydrophob ist, wird der überwiegende Anteil des Bodenwassers in der Bodenmatrix transportiert (Hammel & Kennel, 2001). Längere Trockenperioden als Folge des globalen Klimawandels können aber das Auftreten von hydrophoben Eigenschaft verstärken (Hewelke et al., 2018).

4.4.2 Sensitive Modellparameter

Sensitivitätsbetrachtungen der Modellparameter erfordern wegen der großen Anzahl potenziell variabler Parameter in der Regel eine Vorselektion. Da die verschiedenen Studien hier eine unterschiedliche Vorauswahl treffen, ist eine Gegenüberstellung mit den Ergebnissen aus Untersuchungen mit vergleichbarer Methodik und LWF-Brook90 als Modell (Groh et al., 2013; Schmidt-Walter et al., 2020) nicht trivial. Nicht selten werden die in einer Studie als hoch sensitiv geführten Parameter in anderen Studien gar nicht untersucht. Zudem ist die Zielsetzung der hier durchgeführten Sensitivitätsanalysen eine andere als in den meisten vergleichbaren Quellen. Wird die Sensitivitätsanalyse an einzelnen Versuchsflächen als Vorstufe einer Kalibrierung für eine optimale Anpassung an Messdaten mit LWF-Brook90 durchgeführt, werden in der Regel alle dafür brauchbaren Parameter genutzt. Eine Vorbedingung für die hier vorgenommene Vorselektion war aber, dass nur Parameter untersucht werden, die auf Grundlage der vorhandenen Datensätze flächig über mehrere Bundesländer hinweg zufriedenstellend parametrisiert werden können.

In Groh et al. (2013) sind die sensitivsten Parameter mehrheitlich Mualem-van Genuchten Parameter und die Tiefe der Makroporeninfiltration, welche in diesem Projekt nicht untersucht wurden. Ihre Analyse basiert zudem auf nur einer Messfläche. Ebenfalls als hoch sensitiv beschrieben werden der maximale LAI und GLMAX. Der LAI wurde bei unserem Vorgehen flächenspezifisch vorgegeben und nicht in die Analyse mit einbezogen. Der GLMAX erwies sich dagegen ebenfalls als einer der sensitivsten Parameter. Die gleichfalls hoch sensitiven Parameter R5 und DURATN wurden von Groh et al. (2013) nicht einbezogen. In Schmidt-Walter et al. (2020) sind R5 und GLMAX ebenfalls hoch oder mäßig sensitiven Parameter. Als signifikant aber schwach sensitiv erscheinen dort in absteigender Reihenfolge zudem die auch hier auf einzelnen Flächen als hoch sensitiv identifizierten Parameter RSSA, PRICR, CVPD, ALB und CINTRL. Andere in Tabelle 4.14 mehrfach sensitive Parameter (z.B. FRINTL oder FRINTS) wurden für die eine in Schmidt-Walter et al. (2020) untersuchte Fläche als nicht sensitiv gewertet. Dies deckt sich insofern mit den hier präsentierten Ergebnissen, als diese Parameter nur bei einer bzw. bei zwei der sieben untersuchten Flächen hohe Sensitivitäten ergaben. „Gute“ Läufe eines sensitiven Parameters bei nur einer Fläche können auch auf ein Artefakt in den Messdaten hinweisen, wenn sich gute Läufe in einem Extrembereich sammeln und so einen systematischen Messfehler nachbilden. Eine Betrachtung mehrerer Flächen ist daher belastbarer. Eine vergleichbare Methodik auf der Grundlage von 44 Flächen im Schweizer Bundesgebiet findet sich in Meusburger et al. (2022). Hier in Übereinstimmung zu Tabelle 4.14 als sensitiv beurteilte Parameter sind R5, GLMAX, CVPD, PRICR und RSSA. Abweichend werden die Parameter FXYLEM und MXKPL auf den Schweizer Flächen als hoch sensitiv identifiziert. Auf unseren sieben Versuchsflächen tauchten sie wiederholt als nur mäßig sensitiv auf und wurden entsprechend nicht unter die hoch sensitiven Parameter in Tabelle 4.14 mit aufgenommen.

Zusammenfassend zeigt die Gegenüberstellung mit vergleichbaren Studien ein ähnliches Bild. Bei Transpirationswerten sind die stärksten Modellreaktionen bei Änderungen von GLMAX, R5 (und schwächer CVPD) zu erwarten. Parameter, die in den genannten Quellen weniger im Fokus stehen, aber hier aufgrund der Ergebnisse näher untersucht wurden, sind DURATN und die verschiedenen Interzeptionsparameter. Vor diesem Hintergrund stellen die durchgeführten Untersuchungen zur Sensitivität die Grundlage dar, um durch ein besseres Modellverständnis die Priorisierung bei der Parametrisierung effektiver zu gestalten.

4.4.3 Modellvalidierung

Der Vergleich zwischen Messdaten und Modellierungen an den Flächen des intensiven forstlichen Monitorings (Level II) und ähnlich intensiv untersuchter Versuchsflächen ergab insgesamt zufriedenstellende Ergebnisse. Mit den

gewählten baumartenspezifischen Parametrisierungen konnten zahlreiche Messgrößen an verschiedenen Standorten großer Teile des Bundesgebietes im Mittel gut abgebildet werden. Die sehr guten Übereinstimmungen bei den Bestandesniederschlagsdaten ($R^2 = 0,94$ und $R^2_{\text{gew}} = 0,87$) lassen einerseits auf eine gute Parametrisierung der Interzeptionsparameter schließen, sind aber auch ein Resultat der Modellstruktur. Die Parametrisierung des Kronendachs wird durch weniger Parameter beschrieben (primär dem LAI, dem SAI, Blattaustrieb und -fall sowie einer überschaubaren Anzahl von Interzeptionsparametern) als der Transport des Wassers durch die Bodenschichten, bei dem neben zahlreichen bodenhydraulischen Kenngrößen auch die zur Berechnung der Evapotranspiration wichtigen Parameter zum Tragen kommen. Die Parameter des Kronendachs sind zudem messtechnisch einfacher und genauer zu bestimmen, robuster gegenüber Messfehlern und damit wesentlich repräsentativer als bodenhydrologische Analysen.

Dass die Modellgüte bei den Bodenwassergehalts- und Matrixpotenzialmessungen weniger akkurat ist, liegt an der zunehmenden Komplexität des Modells beim Transport des virtuellen Wassers durch die Bodenmatrix. Aber auch Faktoren wie die Heterogenität des Bodens, die Messunsicherheit der unterirdischen Messgrößen im Feld und die Unsicherheit bei der Bestimmung der Bodenparameter selbst unter Laborbedingungen sorgen für eine vielfach größere Unsicherheit. Zudem sind bereits die Fehler des modellierten Bestandesniederschlags und der Evapotranspiration dem unterirdischen Wassertransport vorgeschaltet. Vor diesem Hintergrund sind geringe Abweichungen von im Mittel 3,68 Volumenprozent auch als Nebeneffekt von Skelett- und Niveauekorrektur zu verstehen, welche aber für eine sinnvolle Untersuchung der Parametrisierungen notwendig ist. Bestimmtheitsmaße von 0,65 (R^2) und 0,41 (R^2_{gew}) zeigen die größere Unschärfe von Bodenfeuchtemessungen und deren Modellierungen im Vergleich zum Bestandesniederschlag. Zusätzlich verschlechternd wirkt, dass sich in der Realität Be- und Entwässerung auf verschiedenen Wasserspannungskurven abspielen und LWF-Brook90 diese Hystereseeffekte nicht abbilden kann. Die nochmals niedrigeren Gütemaße des Matrixpotenzials (R^2 von 0,45; R^2_{gew} von 0,32) erklären sich dadurch, dass LWF-Brook90 das Matrixpotenzial aus dem Wassergehalt ermittelt. Von der Unschärfe des modellierten Bestandesniederschlags und der Evapotranspirationsberechnung, über die Unschärfe der Wassergehaltsmodellierung fließt beim Matrixpotenzial also zusätzlich noch die Unsicherheit der Wasserspannungskurve in die Modellgüte mit ein.

Dennoch sollten diese Werte auch im Kontext der ambitionierten Aufgabenstellung betrachtet werden. Am Beispiel der Wassergehaltsmodellierung wurde mit dem Wassertransport durch zahlreiche Bodenhorizonte unter Berücksichtigung von Interzeption und Transpiration des vorherrschenden Bestandes ein extrem komplexes System nachgebildet. Daten von 156 Messwertgebern an 36 verschiedenen Standorten im gesamten Bundesgebiet in bis zu 140 cm Bodentiefe und über Zeiträume von bis zu 23 Jahren hinweg (insgesamt > 400.000 gemessene Werte) wurden mit einem einheitlichen Parametersatz modelliert. Unsicherheiten bei Laboranalysen, bei der Aufnahme von meteorologischen Messdaten oder Bestandesdaten zusammen mit systematischen Fehlern in den Messdaten durch das „chaotische System Boden“ sind bei dem Prozess nicht zu umgehen. Darüber hinaus wurde auf eine bestandesspezifische Kalibrierung auf Einzelflächenbasis verzichtet, da Ziel nicht die besonders messwertnahe Modellierung einzelner Flächen, sondern die Überprüfung eines möglichst allgemeingültigen Parametersatzes für LWF-Brook90 war. Sensitive Parameter wurden also bewusst nicht mittels Optimierungsalgorithmen auf den Wert gesetzt, der die Abweichung zwischen Messung und Modellwert minimiert. Vor diesem Hintergrund sind die ermittelten Gütemaße der Modellierungen sowie die Qualität der Parametrisierung als recht ordentlich einzuordnen.

4.5 Schlussfolgerungen

Der abgeleitete Parametersatz und die neu entwickelten Schätzmodelle und -funktionen erlauben die Anwendung von LWF-Brook90 für Waldstandorte mit einer einheitlichen Parametrisierung in ganz Deutschland. Alle notwendigen Eingangsdaten können routinemäßig aus verfügbaren Datengrundlagen (DGM, Standortkartierung, Klimadaten, etc.) direkt oder mit Hilfe von Schätzfunktionen abgeleitet werden. Entsprechend ist eine unzureichende Parametrisierbarkeit als häufig angeführtes Argument gegen die Anwendung von deterministischen Wasserhaushaltsmodellen in der forstlichen Praxis außer Kraft gesetzt. Wie bei allen Validierungen sind die Ergebnisse jedoch auf die Bedingungen beschränkt, die durch den Validierungsdatensatz vorgegeben werden. Hierbei handelt es sich vorwiegend um Altbestände, bei denen das Bestandesalter teilweise deutlich über der forstlichen Umtriebszeit liegt. Deshalb können sich insbesondere in sehr jungen Beständen, die durch geringe Bestandesgrundflächen und Derbholzvorräte gekennzeichnet sind, Probleme ergeben. Große Unsicherheiten bestehen nach wie vor bei der Ermittlung und Überprüfung der Transpirationsraten. Die Sensitivitätsanalysen haben gezeigt, dass direkt auf die Trans-

piration wirkende Parameter einen großen Einfluss auf das Modellergebnis aufweisen. Obwohl Fortschritte im Bereich der baumartenspezifischen Parametrisierung gemacht wurden und die Datenverfügbarkeit physiologischer Messungen sich verbessert hat, bleibt eine trennscharfe baumartenspezifische Wasserhaushaltssimulation schwierig. Um die gewählte Parametrisierung abzusichern, wurden auch Modellanwendungen für „externe“ Standorte mit Xylemsaftflussmessungen (SAPFLUXNET) durchgeführt und die Transpirationsraten verglichen (Fleck et al., 2023c). Da auf diesen Standorten jedoch häufig andere wichtige Messdaten wie zum Beispiel Bodeninformationen nur in stark aggregierter Form vorliegen, wäre in Zukunft eine stärkere Implementierung von Xylemsaftflussmessungen als direkter Ansatz zur Bestimmung der Transpiration in das forsthydrologische Umweltmonitoring wünschenswert. Hiermit wurde in aktuellen Projekten (z. B. KLIBW-GW - Auswirkungen einer klimaangepassten Baumartenwahl auf die Grundwasserneubildungsmenge FKZ: 2220WK39B4) bereits begonnen.

4.6 Ansprechpartner

Dieses Kapitel ist durch eine intensive Zusammenarbeit der Forstlichen Versuchsanstalten in Bayern (LWF), Baden-Württemberg (FVA-BW) und Nordwestdeutschland (NW-FVA) entstanden. Für fachspezifische Rückfragen in den jeweiligen Unterkapiteln stehen ihnen die folgenden Ansprechpartner zur Verfügung:

- Wasserhaushaltsmodellsystem: Axel Wellpott
- Modellparameter LWF-Brook90: Wendelin Weis, Bernd Ahrend
- LAI- und SAI-Funktionen: Wendelin Weis
- Pedotransferfunktionen: Wendelin Weis
- Humusmächtigkeiten: Bernd Ahrends
- Sensitivitätsanalysen: Raphael Habel
- Modellvalidierung Level II-Flächen: Raphael Habel, Wendelin Weis
- Interzeptionsverdunstung und α -parameter: Stefan Fleck, Wendelin Weis

Kontakt: axel.wellpott@lwf.bayern.de; wendelin.weis@freenet.de; bernd.ahrends@nw-fva.de; Raphael.Habel@Forst.bwl.de; stefan.fleck@nw-fva.de

4.7 Literatur

- Ahrends, B., Heitkamp, F., Buresch, M., Evers, J., Hentschel, S., Bialozyt, R., & Meeseburg, H. (2023). Neue Herausforderungen an das Waldmanagement: Möglichkeiten und Grenzen des "Digital Soil Mapping" bei der Bereitstellung flächenhafter Datensätze für die Forstplanung am Beispiel von Hessen Allg. Forst- u. J.-Ztg., 192, 193-218.
- Ahrends, B., Fortmann, H., & Meeseburg, H. (2022a). The Influence of Tree Species on the Recovery of Forest Soils from Acidification in Lower Saxony, Germany. Soil Systems, 6(2), 40.
- Ahrends, B., Von Wilpert, K., Weis, W., Vonderach, C., Kändler, G., Zirlwagen, D., Sucker, C., & Puhmann, H. (2022b). Merits and Limitations of Element Balances as a Forest Planning Tool for Harvest Intensities and Sustainable Nutrient Management - A Case Study from Germany. Soil Systems, 6(2), 41.
- Ahrends, B., Scheler, B., Wagner, M., Fleck, S., Fortmann, H., & Meeseburg, H. (2021). Trends der Nährstoffbilanzen forstlich genutzter Intensiv-BDF in Niedersachsen. GeoBerichte, 39, 40-54.
- Ahrends, B., Wagner, M., Scheler, B., & Meeseburg, H. (2019). Der Einfluss dynamischer Bestandesparameter auf die Simulationsgüte von Interzeptionsmodellen für Buchenbestände. Forum für Hydrologie u. Wasserbewirtschaftung, 41.19, 83-89.
- Ahrends, B., Vonderach, C., Weis, W., & Wilpert V., K. (2018). Unsicherheitsanalysen zur Nährstoffbilanzierung auf Umweltmessnetzen. Freibg. Forstl. Forsch., 101, 242-267.
- Ahrends, B., & Penne, C. (2010). Modeling the impact of canopy structure on the spatial variability of net forest precipitation and interception loss in Scots pine stands. The Open Geography Journal, 3, 115-124.
- Ahrends, B., Penne, C., & Panferov, O. (2010). 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.
- Aranda, I., Pardo, F., Gil, L., & Pardos, J. A. (2004). Anatomical basis of the change in leaf mass per area and nitrogen investment with relative irradiance within the canopy of eight temperate tree species. Acta Oecologica, 25, 187-195.
- Arbeitskreis Standortkartierung (2016). Forstliche Standortaufnahme. IHW-Verlag Eching bei München, 400 S.
- Armbruster, M., Seegert, J., & Feger, K.-H. (2004). Effects of changes in tree species composition on water flow dynamics - Model applications and their limitations. Plant and Soil, 264, 13-24.
- Assmann, E., & Franz, F. (1963). Vorläufige Fichten-Ertragstafel für Bayern. Forstliche Forschungsanstalt München, Institut für Ertragskunde, 104 S.

- Bartelink, H. H. (1997). Allometric relationships for biomass and leaf area of beech (*Fagus sylvatica* L). *Annals of Forest Science*, 54, 39-54.
- Bauer, G., Schulze, E.-D., & Mund, M. (1997). Nutrient contents and concentrations in relation to growth of *Picea abies* and *Fagus sylvatica* along a European transect. *Tree Physiology*, 17, 777-786.
- Baumgarten, M., Weis, W., Kühn, A., May, K., & Matyssek, R. (2014). Forest transpiration - targeted through xylem sap flux assessment versus hydrological modeling. *Eur. J. For. Res.*, 133, 677-690.
- Benning, R., Ahrends, B., Amberger, H., Danigel, J., Gauer, J., Hafner, S., Heinz, F., Janott, M., Mayer, S., Mette, T., Pieper, A., Puhmann, H., Riek, W., Steinicke, C., Wallor, E., & Petzold, R. (2020). The Soil Profile Database for the National Forest Inventory Plots in Germany Derived from Site Survey Systems. https://www.openagrar.de/receive/openagrar_mods_00049873.
- Bergel, D. (1985). Douglasien-Ertragstafel für Nordwestdeutschland. Niedersächsische Forstl. Versuchsanst., Abt. Waldwachstum, Göttingen.
- Bouriaud, O., Soudani, K., & Bréda, N. (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.
- Bouten, W., Heimovaara, T. J., & Tiktak, A. (1992). Spatial patterns of throughfall and soil-water dynamics in a douglas-fir stand, *Water Resources Research*, 28(12), 3227-3233.
- Braun S., Ahrends B., Alonso R., Augustin S., García-Gómez H., Hunová I., Karlsson P.E., Karlsson G.P., Schmitz A. & Thimonier A. (2022). Nitrogen deposition in forests: Statistical modeling of total deposition from throughfall loads. *Front. For. Glob. Change*, 5, 1062223.
- Breuer, L., Eckhardt, K., & Frede, H.-G. (2003). Plant parameter values for models in temperate climates. *Ecol. Modelling*, 169, 237-293.
- Brooks, R. H., & Corey, A. T. (1966). Properties of porous media affecting fluid flow. *J. Irrigation and Drainage Div., Proc. Am. Soc. Civil Eng. (IR2)*, 92, 61-87.
- Brumme, R., Ahrends, B., Block, J., Schulz, C., Meesenburg, H., Klinck, U., Wagner, M., & Khanna, P. K. (2021). Cycling and retention of nitrogen in European beech (*Fagus sylvatica* L.) ecosystems under elevated fructification frequency. *Biogeosciences*, 18(12), 3763-3779.
- Burger, H. (1947a). Holz, Blattmenge und Zuwachs. Die Eiche. *Mitteilungen der Schweizerischen Anstalt für das forstliche Versuchswesen*, 25, S. 211-279 (Tabelle S.244-247)
- Burger, H. (1947b). Holz, Blattmenge und Zuwachs. Die Föhre. *Mitteilungen der Schweizerischen Anstalt für das forstliche Versuchswesen*, 25, S. 435-493 (Tabelle S.462-471)
- Burger, H. (1950). Holz, Blattmenge und Zuwachs. Die Buche. *Mitteilungen der Schweizerischen Anstalt für das forstliche Versuchswesen*, 26, S. 419-468 (Tabelle S. 450-453)
- Burger, H. (1952). Holz, Blattmenge und Zuwachs. Fichten im Plenterwald. *Mitteilungen der Schweizerischen Anstalt für das forstliche Versuchswesen*, 28, S. 109-156 (Tabelle S.134-137)
- Burger, H. (1953). Holz, Blattmenge und Zuwachs. Fichten im gleichaltrigen Hochwald. *Mitteilungen der Schweizerischen Anstalt für das forstliche Versuchswesen*, 29, S. 38-130 (Tabelle S.88-99)
- Carr, A., & Loague, K. (2012). Physics-Based Simulations of the Impacts Forst Management Practices Have on Hydrologic Response. In: R. B. Standiford, T. J. Weller, D. D. Piirto, & J. D. Stuart: *Proceedings of coast redwood forests in a changing California: A symposium for scientists and managers*. Tech. Rep., PSW-GTR-238, Pacific SW Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture, 41-51.
- Cienciala, E., Černý, M., Tatarinov, F., Apltauer J., & Exnerová, Z. (2006). Biomass functions applicable to Scots pine. *Trees*, 20(4), 483-495.
- Clapp, R. B., & Hornberger, G. M. (1978). Empirical equations for some soil hydraulic properties. *Water Resources Research*, 14(4), 601-603.
- Combalicer, E. A., Lee, H. H., S., A., Kim, D. Y., & Im, S. (2008). Modeling water balance for the small-forested watershed in Korea. *Journal of Civil Engineering*, 12(5), 339-348.
- Czajkowski, T., Ahrends, B., & Bolte, A. (2009). Critical limits of soil water availability (CL-SWA) in forest trees - an approach based on plant water status. *Landbauforschung - vTI Agriculture and Forest Research*, 59(2), 87-93.
- Deurer, M., Duijnsveld, W. H. M. & Böttcher, J. (2000). Spatial analysis of water characteristics functions in a sandy podzol under pine forest. *Water Resources Research*, 36(10), 2925-2935.
- Deurer, M., Duijnsveld, W. H. M., Böttcher, J., & Klump, G. (2001). Heterogeneous solute flow in a sandy soil under a pine forest: evaluation of a modeling concept. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 164, 601-610.
- Dietrich, H.-P., Raspe, S., Schwarzmeier, M., & Ilg, S. (2002). Biomasse- und Nährstoffinventuren zur Ermittlung von Ernteentzügen an drei bayerischen Fichtenstandorten. In: *Inventur von Biomassevorräten in Waldbeständen: Seminar der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft*. Forstliche Forschungsberichte München, 186, 59-72.
- Ettl, R., Weis, W., Gugler, T., & Göttlein, A. (2018). Junge Buchen auf Femel- und Kahlfächen. *LWF aktuell*, 117, 40-43.
- Federer, C. A., Vörösmarty, C., & Feketa, B. (2003). Sensitivity of annual evaporation to soil and root properties in two models of contrasting complexity. *J. Hydrometeorol.*, 4, 1276-1290.
- Federer, C. A. (2021). The BROOK90 hydrologic model for evaporation, soil water, and streamflow. www.ecoshift.net/brook/brook90.htm.
- Fleck, S., Eickenscheidt, N., Ahrends, B., Evers, J., Grüneberg, E., Ziche, D., Höhle, J., Schmitz, A., Weis, W., Schmidt-Walter, P., Andreae, H., & Wellbrock, N. (2019). Nitrogen Status and Dynamics in German Forest Soils. In: N. Wellbrock & A. Bolte (Eds.), *Status and Dynamics of Forests in Germany*, *Ecological Studies*, 237, 123-166.
- Fleck, S., Ahrends, B., & Meesenburg, H. (2023a). Trockenstressgefährdung der Baumarten im Harz und Tiefland Niedersachsens. *Forstliche Forschungsberichte München*, 224, 122-138.
- Fleck, S., Ahrends, B., & Meesenburg, H. (2023b). Dynamische Wasserhaushaltsdarstellung für forstliche Standorte in Sachsen-Anhalt. *Forstliche Forschungsberichte München*, 224, 139-155.

- Fleck, S., Ahrends, B., Weis, W., Falk, W., Habel, R., & Meesenburg, H. (2023c). Evaluierung artspezifischer Unterschiede in LWF-Brook90 mit Xylemflussmessungen. *Forstliche Forschungsberichte München*, 224, 53-68.
- Forrester, D. I., Tachauer, I. H. H., Annighoefer, P., Barbeito, I., Pretzsch, H., Ruiz-Peinado, R., Stark, H., Vacchiano, G., Zlatanov, T., Chakraborty, T., Saha, S., & Sileshi, G. W. (2017). Generalized biomass and leaf area allometric equations for European tree species incorporating stand structure, tree age and climate. *Forest Ecology and Management*, 396, 160-175.
- Francesca, V., Osvaldo, F., Stefano, P., & Paola, R.P. (2010). Soil moisture measurements: Comparison of instrumentation performances. *Journal of irrigation and drainage engineering*, 136, 81-89.
- Gale, M. R., & Grigal, D. F. (1987). Vertical root distribution of northern tree species in relation to successional status. *Canadian Journal of Forest Research*, 17, 829-834.
- Gauer, J., Feger, K. H., & Schwärzel, K. (2011). Erfassung und Bewertung des Wasserhaushalts von Waldstandorten in der forstlichen Standortskartierung: Gegenwärtiger Stand und künftige Anforderungen. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz*, 12, 7-16.
- Gebauer, R., Volařík, D., Urban, J., Børja, I., Nagy, N. E., Eldhuset, T., D., & Krokene, P. (2011). Effect of thinning on anatomical adaptations of Norway spruce needles. *Tree Physiology*, 31, 1103-1113.
- Göttlein, A., Baumgarten, M., & Dieler, J. (2012). Site Conditions and Tree-Internal Nutrient Partitioning in Mature European Beech and Norway Spruce at the Kranzberger Forst. In: R. Matyssek et al. (Eds.), *Growth and Defence in Plants, Ecological Studies*, 220, 193-211.
- Gower, S. T., & Richards, J. H. (1990). Larch: deciduous conifers in an evergreen world. *BioScience*, 40, 818-826.
- Groh, J., Puhlmann, H., & von Wilpert, K. (2013). Kalibrierung eines Wasserhaushaltsmodells mit einer kombinierten Zielfunktion für die Optimierung der Wasserretentionskurve. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung*, 4, 152-163.
- Gu, J., Xu, Y., Dong, X., Wang, H., & Wang, Z. (2014). Root diameter variations explained by anatomy and phylogeny of 50 tropical and temperate tree species. *Tree Physiology*, 34, 415-425.
- Habel, R., Puhlmann, H., & Müller, A.-K. (2023). Wasserhaushaltsmodellierung für die Standortskartierung in Baden-Württemberg. *Forstliche Forschungsberichte München*, 224, 156-178.
- Hager, H., & Sterba, H. (1984). Specific leaf area and needle weight of Norway spruce (*Picea abies*) in stands of different densities. *Canadian Journal of Forest Research*, 15, 389-392.
- Hallenbarter, D., (2002). Optimale Ernährung und Holzasche-Recycling im Wald. Dissertation, ETH Zürich, 92 S.
- Hammel, K., & Kennel, M. (2001). Charakterisierung und Analyse der Wasserverfügbarkeit und des Wasserhaushalts von Waldstandorten in Bayern mit dem Simulationsmodell BROOK 90. *Forstliche Forschungsberichte München*, 185, 117 S.
- Harlin, J., & Kung, C.-S. (1992). Parameter uncertainty and simulation of design floods in Sweden. *Journal of Hydrology*, 137, 209-230.
- Heinsdorf, D., & Krauß H.-H. (1990). Schätztafeln für Trockenmasse und Nährstoffspeicherung von Kiefernbeständen. *IFE-Berichte aus Forschung und Entwicklung*, 18, Institut für Forstwissenschaften Eberswalde.
- Heitkamp, F., Ahrends, B., Evers, J., Steinicke, C., & Meesenburg, H. (2020). Inference of forest soil nutrient regimes by integrating soil chemistry with fuzzy-logic: regionwide application for stakeholders of Hesse, Germany. *Geoderma Reg.*, 23, e00340.
- Hertel, D., Strecker, T., Müller-Haubold, H., & Leuschner, C. (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, 1183-1200.
- Hewelke, E., Oktaba, L., Gozdowski, D., Kondras, M., Olejniczak, I., & Górka, E. B. (2018). Intensity and Persistence of Soil Water Repellency in Pine Forest Soil in a Temperate Continental Climate under Drought Conditions. *Water*, 10(9), 1121.
- Holst, J., Grote, R., Offermann, C., Ferrio, J. P., Gessler, A., Mayer, H., & Rennenberg, H. (2010). Water fluxes within beech stands in complex terrain. *Int. J. Biometeorol.*, 54, 23-36.
- Hornberger, G. M., & Spear, R. C., (1981). Approach to the preliminary analysis of environmental systems. *J. Environ. Mgmt.*, 12, 7-18.
- Hoshika, Y., Osada, Y., de Marco, A., Peñuelas J., & Paoletti, E. (2018). Global diurnal and nocturnal parameters of stomatal conductance in woody plants and major crops. *Global Ecol Biogeogr.*, 27, 257-275.
- Jackson, R. B., Canadell, J., Ehlinger, J. R., Mooney, H. A., Sala, O. E., & Schulze, E.-D. (1996). A global analysis of root distributions for terrestrial biomes. *Oecologia*, 108, 389-411.
- Jansen, M., Döring, C., Ahrends, B., Bolte, A., Czajkowski, T., Panferov, O., Albert, M., Spellmann, H., Nagel, J., Lemme, H., Habermann, M., Staupendahl, K., Möhring, B., Böcher, M., Storch, S., Krott, M., Nuske, R., Thiele, J. C., Nieschulze, J., Saborowski, J., & Beese, F. (2008). Anpassungsstrategien für eine nachhaltige Waldbewirtschaftung unter sich wandelnden Klimabedingungen - Entwicklung eines Entscheidungsunterstützungssystems Wald und Klimawandel (DSS-WuK). *Forstarchiv*, 79, 131-142.
- Joseph, V. R. (2022). Optimal ratio for data splitting. *Statistical Analysis and Data Mining: The ASA Data Science Journal*, 15(4), 531-538.
- Jüttner, O. (1955). Ertragstabellen für Eichen. In: R. Schober (1975). *Ertragstabellen wichtiger Baumarten bei verschiedener Durchforstung*. Sauerländer's Verlag, Frankfurt.
- Kallweit, R. (2001). Kalkulation von Vorräten und Umsätzen oberirdischer Biomassekompartimente und Nährstoffmengen der Kiefernbestände an Level-II-Flächen Brandenburgs. *Beiträge Forstwirtschaft und Landschaftsökologie*, 35, 37-44.
- Kändler, G., & Bösch, B. (2012). Methodenentwicklung für die 3. Bundeswaldinventur: Modul 3 Überprüfung und Neukonzeption einer Biomassefunktion - Abschlussbericht. FVABW.
- Kelliher, F. M., Leuning, R., Raupach, M. R., & Schulze, E.-D. (1995). Maximum conductances for evaporation from global vegetation types. *Agricultural and Forest Meteorology*, 73, 1-16.
- Kellomäki, S., Ikonen, V.-P., Peltola, H., & Kolström, T. (1999). Modelling the structural growth of Scots pine with implications for wood quality. *Ecol. Model.*, 112, 117-134.

- Körner, C. (1995). Leaf diffusive conductances in the major vegetation types of the globe. In: Schulze, E.-D. u. Caldwell, M.M.: *Ecophysiology of Photosynthesis*. Springer-Verlag, New York. S. 463-490.
- Krause, P., Boyle, D., & Bäse, F. (2005). Comparison of different efficiency criteria for hydrological model assessment. *Advances in Geosciences*, 5, 89-97.
- Krauß, H.-H., & Heinsdorf, D. (2008). Herleitung von Trockenmassen und Nährstoffspeicherungen in Buchenbeständen. *Eberswalder Forstliche Schriftenreihe*, 38, 73 S.
- Kubisch, P., Hertel, D., & Leuschner, C. (2016). Fine root productivity and turnover of ectomycorrhizal and arbuscular mycorrhizal tree species in a temperate broad-leaved mixed forest. *Frontiers in Plant Science*, 7, 1-13.
- Küßner, R., & Mosandl, R. (2000). Comparison of direct and indirect estimation of leaf area index in mature Norway spruce stands of eastern Germany. *Can. J. For. Res.*, 30, 440-447.
- Landesforstdirektion Tirol (2004). *Empfohlene Ertragstabellen für Nord- und Osttirol*. Amt der Tiroler Landesregierung, Landesforstdirektion Tirol, Abteilung Forstplanung, 121 S.
- Lopes, V. L., & Vogl, A. L. (2008). Integrating Modeling and field experiments to evaluate impacts of vegetative practices on ponderosa pine watersheds. *Journal of the American water resources association*, 44(5), 1284-1294.
- Markart, G., Perzl, F., Klebinder, K., Kohl, B., Adams, M., Sotier, B., Stary, U., Strasser, M., & Suntinger, K. (2012). Evaluation and quantification of possible impacts of climate change on hydrological characteristics of forests in Waidhofen a.d. Ybbs region. Final Report: CC-WaterS - Climate change and Impacts on Water Supply, 93 S.
- Meesenburg, H., Ahrends, B., Fleck, S., Wagner, M., Fortmann, H., Scheler, B., Klinch, U., Eichhorn, J., Mindrup, M. & Meiwes, K. J. (2016). Long-term changes of ecosystem services at Solling, Germany: Recovery from acidification, but increasing nitrogen saturation?. *Ecological Indicators*, 65, 103-112.
- Meesenburg, H., Jacobsen, C., Khanna, P. K., & Meiwes, K. J. (2004). Abschätzung der effektiven Durchwurzelungstiefe für Waldböden. Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft, 41 S.
- Mencuccini, M., & Bonosi, L. (2001). Leaf/sapwood area ratios in Scots pine show acclimation across Europe. *Canadian Journal of Forest Research*, 31, 442-456.
- Menzel, A. (1997). *Phänologie von Waldbäumen unter sich ändernden Klimabedingungen – Auswertung der Beobachtungen in den internationalen phänologischen Gärten und Möglichkeiten der Modellierung von Phänodaten*. Forstliche Forschungsberichte München, 164, 158 S.
- Mette, T., Osenstetter, S., Brandl, S., Falk, W., & Kölling, C. (2016). Klassifikation oder Kontinuum: Wasserhaushalt in der traditionellen Standortskartierung und neuartigen physiographischen Standortinformationssystemen. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz*, 16, 55-68.
- Meusburger, K., Trotsiuk, V., Schmidt-Walter, P., Baltensweiler, A., Brun, P., Bernhard, F., Gharun, M., Habel, R., Hagedorn, F., Köchli, R., Psomas, A., Puhmann, H., Thimonier, A., Waldner, P., Zimmermann, S., & Walthert, L. (2022). Soil–plant interactions modulated water availability of Swiss forests during the 2015 and 2018 droughts. *Global Change Biology*, 28(20), 5928-5944.
- Mollick A.S., Shimoji H., Denda T., Yokota M., Yamasaki, H. (2011). Croton (*Codiaeum variegatum* (L.) Blume) cultivars characterized by leaf phenotypic parameters. *Scientia Horticulturae*, 132, 71-79.
- Morgenstern, Y. (2015). *Wasserhaushaltsmodellierung der Intensivmessstellen Level-II unter Buche und Fichte mit dem 1D-Standortsmodell LWF-Brook90*. FVA Freiburg, Freiburg.
- Mualem, Y., (1976). A New Model for Predicting the Hydraulic Conductivity of Unsaturated Porous Media. *Water Resources Research*, 12(3), 513-522.
- Müller, J. (2009). Forestry and water budgets of the lowlands in northeast Germany: consequences for the choice of tree species and for forest management. *J. Water Land Dev.*, 13a, 133-148.
- Nielsen, D. R., Biggar, J. W., & Erh, K. T. (1973). Spatial variability of field-measured soil-water properties. *Hilgardia*, 42(7), 215-259.
- Nilson, T., Anniste, J., Lang, M., & Praks, J. (1999). Determination of needle area indices of coniferous forest in the NOPEX region by ground-based optical measurements and satellite images. *Agricultural and Forest Meteorology*, 98-99, 449-462.
- Oleksyn, J., Modrzyński, J., Tjoelker, M. G., Zytkowski, R., Reich, P. B., & Karolewski, P. (1998). Growth and physiology of *Picea abies* populations from elevational transects: common garden evidence for altitudinal ecotypes and cold adaptation. *Functional Ecology*, 12, 573-590.
- Orfánus, T., Bedrna, Z., Lichner, L., Hallett, P. D., Knava, K., & Sebin, M. (2008). Spatial Variability of Water Repellency in Pine Forest Soil. *Soil & Water Res.*, 3, 123-129.
- Panferov, O., Doering, C., Rauch, E., Sogachev, A., & Ahrends, B. (2009). Feedbacks of windthrow for Norway spruce and Scots pine stands under changing climate. *Environ. Res. Lett.*, 4, 045019.
- Pellinen, P. (1986). *Biomasseuntersuchungen im Kalkbuchenwald*. Georg-August-Universität Göttingen.
- Peters, A., & Durner, W. (2008). A simple model for describing hydraulic conductivity in unsaturated porous media accounting for film and capillary flow. *Water Resources Research*, 44, W11417, 11 S.
- Petzold, R., Benning, R., & Gauer, J. (2016). Bodeninformationen in den verschiedenen Standortserkundungssystemen Deutschlands: Gegenwärtiger Stand und Perspektiven. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz*, 16, 7-17.
- Pianosi, F., Beven, K., Freer, J., Hall, J. W., Rougier, J., Stephenson, D. B., & Wagener, T. (2016). Sensitivity analysis of environmental models: A systematic review with practical workflow. *Environ. Model. Software*, 79, 214-232.

- Pietsch, S. A., Hasenauer, H., & Thornton P. E. (2005). BGC-model parameters for tree species growing in central European forests. *Forest Ecology and Management*, 211, 264-295.
- Pokorný, R., & Stojnić, S. (2012). Leaf area index of Norway spruce stands in relation to age and defoliation. *Beskydy*, 5(2), 173–180.
- Pretzsch, H., Block, J., Dieler, J., Gauer, J., Göttlein, A., Moshhammer, R., Schuck, J., Weis, W., & Wunn, U. (2014). Nährstoffentzüge durch die Holz- und Biomassenutzung in Wäldern. Teil 1: Schätzfunktionen für Biomasse und Nährelemente und ihre Anwendung in Szenariorechnungen. *Allg. Forst- und J.-Ztg.*, 185. Jg., 11/12, 261-285.
- Puhlmann, H., & von Wilpert, K. (2011). Test und Entwicklung von Pedotransferfunktionen für Wasserretention und hydraulische Leitfähigkeit von Waldböden. *Naturschutz*, 12, 61-71.
- Rademacher, P., Buß, B., & Müller-Using, B. (1999). Waldumbau und Nährstoffmanagement als integrierte Aufgabe in der Kiefernwirtschaft auf ärmeren pleistozänen Sanden. *Forst und Holz*, 54, 330-335.
- Reich, P., Walters, M., Kloeppel, B., & Ellsworth, D. (1995). Different photosynthesis-Nitrogen relations in deciduous hardwood and evergreen coniferous tree species. *Oecologia*, 104, 24-30.
- Rutter, A. J., & Morton, A. J. (1977). A predictive model of rainfall interception in forest. III. Sensitivity of the model to stand parameters and meteorological variables. *J. Appl. Ecol.*, 14, 567-588.
- Schaap, M. G., Leij, F. J., & van Genuchten, M. T. (2001). ROSETTA. a computer program for estimating soil hydraulic parameters with hierarchical pedotransfer functions. *Journal of Hydrology*, 251, 163-176.
- Schmidt-Walter, P., Ahrends, B., Mette, T., Puhlmann, H., & Meesenburg, H. (2019): NFIWADS: The water budget, soil moisture, and drought stress indicators database for the German National Forest Inventory (NFI). *Ann. Forest Sci.*, 76, 39, 9 S.
- Schmidt-Walter, P., Trotsiuk, V., Meusburger, K., Zacios, M., & Meesenburg, H. (2020). Advancing simulations of water fluxes, soil moisture and drought stress by using the LWF-Brook90 hydrological model in R. *Agric. For. Meteorol.*, 291, 108023.
- Schober, R. (1967). Buchen-Ertragstafel für mäßige und starke Durchforstung, In: Schober, R., 1972. Die Rotbuche 1971. *Schr. Forstl. Fak. Univ. Göttingen u. Niedersächs. Forstl. Versuchsanst.*, 43/44, 333 S.
- Schroeder, J. Klinner, S., & Körner, M. (2017). A New Set of Biomass Functions for *Quercus petraea* in Western Pomerania. *Baltic Forestry*, 23, 449-462.
- Schulze, E.-D., Kelliher, F. M., Körner, C., Lloyd, J., & Leuning, R. (1994). Relationships among maximum stomatal conductance, ecosystem surface conductance, carbon assimilation rate and plant nitrogen nutrition: A global ecology scaling exercise. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 25, 629-660.
- Schwärzel, K., Feger, K. H., Häntzschel, J., Menzer, A., Spank, U., Clausnitzer, F., Köstner, B., & Bernhofer, C. (2009). A novel approach in model-based mapping of soil water conditions at forest sites. *Forest Ecology and Management*, 258, 2163-2174.
- Sellin, A. (2001). Morphological and stomatal responses of Norway spruce foliage to irradiance within a canopy depending on shoot age. *Environmental and Experimental Botany*, 45, 115-131.
- Spank, U., Schwärzel, K., Renner, M., Moderow, U., & Bernhofer, C. (2013). Effects of measurement uncertainties of meteorological data on estimates of site water balance components. *J. Hydrol.*, 492, 176-189.
- Tatarinov, F. A., & Cienciala, E. (2006). Application of BIOME-BGC model to managed forests 1. Sensitivity analysis. *Forest Ecology and Management*, 237, 267-279.
- Teepe, R., Dilling, H., & Beese, F. (2003). Estimating water retention curves of forest soils from soil texture and bulk density. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 166 111-119.
- Thiele, J. C., Nuske, R., Ahrends, B., Panferov, O., Albert, M., Staupendahl, K., Junghans, U., Jansen, M., & Saborowski, J. (2017). Climate change impact assessment - A simulation experiment with Norway spruce for a forest district in Central Europe. *Ecol. Mod.*, 346, 30-47.
- Tóth, B., Weynants, M., Nemes, A., Makó, A., Bilas, G., & Tóth, G. (2015). New generation of hydraulic pedotransfer functions for Europe. *European Journal of Soil Science*, 66, 226-238.
- 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.
- von Wilpert, K. (1990). Die Jahrringstruktur von Fichten in Abhängigkeit von Bodenwasserhaushalt auf Pseudogley und Parabraunerde. Dissertation, Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg im Breisgau.
- Vilhar, U., Starr, M., Katzensteiner, K., Simoncic, P., & Kajfez-Bogataj, L. (2010). Modelling drainage fluxes in managed and natural forests in the Dinaric karst: a model comparison study. *Eur. J. For. Res.*, 129, 729-740.
- Vonderach, C. (2018). Biomassefunktionen an BWI-Punkte. In: *Energieholzernte und stoffliche Nachhaltigkeit in Deutschland, Berichte Freiburger Forstliche Forschung*, 101, 3-32.
- Vonderach, C., Kändler, G., & Dormann, C., F. (2018). Consistent set of additive biomass functions for eight tree species in Germany fit by nonlinear seemingly unrelated regression. *Annals of Forest Science*, 75, 49, 27 S.
- Weemstra, M., Sterck, F. J., Visser, E. J. W., Kuyper, T. W., Goudzwaard, L., & Mommer, L. (2017). Fine-root trait plasticity of beech (*Fagus sylvatica*) and spruce (*Picea abies*) forests on two contrasting soils. *Plant and Soil*, 415, 175-188.
- Weis, W., Gruber, A., Huber, C., & Göttlein, A. (2009). Element contents and storage in the above ground biomass of limed and unlimed Norway spruce trees at Höglwald. *European Journal of Forest Research*, 128, 437 - 445.
- Weis, W., Baier, R., Huber, C., & Göttlein, A. (2007). Long term effects of acid irrigation at the Höglwald on seepage water chemistry and nutrient cycling. *Water, Air, & Soil Pollution: Focus*, 7, 211-223.

- Weis, W., Blumenthal, B., & Göttlein, A. (2014). Baumartenvergleich in intakten Altbeständen. In: Göttlein, A., Katzensteiner, K., Rothe, A. (2014). Standortsicherung im Kalkalpin – SicALP. Forstliche Forschungsberichte München, 212, 13-38.
- Weis, W., & Göttlein, A., (2002). Vergleich von Biomasse, Elementgehalten und Elementvorräten von Fichte (*Picea abies* (L.) Karst.) und Buche (*Fagus sylvatica* L.) am Standort Höglwald zu Zeiten der Vegetationsruhe. In: Inventur von Biomassevorräten in Waldbeständen: Seminar der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft. Forstliche Forschungsberichte München, 186, 163-167.
- Weis, W., & Göttlein, A. (2012a). Nährstoffnachhaltige Biomassennutzung. LWF aktuell, 90, 44-47.
- Weis, W., & Göttlein, A. (2012b). Stoffliche Nachhaltigkeitskriterien für die bayerische Forstwirtschaft. Abschlussbericht zum Projekt B67 des Kuratoriums für forstliche Forschung in Bayern, 39 Seiten + 140 Seiten Anhang.
- Weis, W., & Göttlein, A. (2016). Bewirtschaftungsmöglichkeiten zur Sicherung einer nachhaltigen Waldwirtschaft vor dem Hintergrund der Nährstoffversorgung kalkalpiner Standorte. In: Katzensteiner, K., Ewald, J., Göttlein, A. 2016. Wälder der Kalkalpen – Strategien für die Zukunft (SratALP). Forstliche Schriftenreihe der Universität für Bodenkultur Wien, 21, 95-125.
- Weis, W., Rotter, V., & Göttlein, A. (2006). Water and element fluxes during the regeneration of Norway spruce with European beech: Effects of shelterwood-cut and clear-cut. *Forest Ecology and Management*, 224, 304-317.
- Weis, W., Wellpott, A., & Falk, W. (2020). Standortfaktor Wasserhaushalt im Wald. LWF aktuell, 108(3 | 2020), 14-17.
- Weis, W., Wellpott, A., & Falk, W. (2023). Neubeurteilung des Wasserhaushalts in der bayerischen Standortskartierung. Forstliche Forschungsberichte München, 224, 94-111.
- Wellpott, A., Imbery, F., Schindler, D., & Mayer, H. (2005). Simulation of drought for a Scots pine forest (*Pinus sylvestris* L.) in the southern upper Rhine plain. *Meteorol. Z.*, 14, 143-150.
- Wellpott, A., Weis, W., & Falk, W. (2023). Bayernweite Wasserhaushaltsbewertung im Standortinformationssystem BaSIS. Forstliche Forschungsberichte München, 224, 112-121.
- Wessolek, G., Schwärzel, K., Greiffenhagen, A., & Stoffregen, H. (2008). Percolation characteristics of a water-repellent sandy forest soil. *European Journal of Soil Science*, 59(1), 14-23.
- Wessolek, G., Kaupenjohann, M., & Renger, M., (2009). Bodenphysikalische Kennwerte und Berechnungsverfahren für die Praxis. *Bodenökologie und Bodengenese*, 40, 80 S.
- White, M. A., Thornton, P. E., Running, S. W., & Nemani, R. R. (2000). Parameterization and sensitivity analysis of the BIOME-BGC terrestrial ecosystem model: net primary production controls. *Earth Interactions*, 4(3), 1-85.
- Whittaker, R. H., Bormann, F. H., Likens, G. E., & Siccama, T. G. (1974). The Hubbard Brook Ecosystem Study. *Ecol Monogr*, 44, 233-252.
- Whittaker, R. H., & Woodwell, G. M. (1968). Dimension and Production Relations of Trees and Shrubs in the Brookhaven Forest, New York. *J. of Ecol.*, 56(1), 1-25.
- Wiedemann, E., (1943). Kiefern-Ertragstafel für mäßige Durchforstung, starke Durchforstung und Lichtung, In: E. Wiedemann (Eds), *Die Kiefer 1948*. Verlag M&H Schaper, Hannover, 337 S.
- Wirth, C., Schulze, E.-D., Schulze, W., von Stünzner-Karbe, D., Ziegler, W., Miljukova, I. M., Sogatchev, A., Varlagin, A. B., Panvyorov, M., Grigoriev, S., Kusnetzova, W., Siry, M., Harges, G., Zimmermann, R., & Vygodskaya, N. N. (1999). Above-ground biomass and structure of pristine Siberian Scots pine forests as controlled by competition and fire. *Oecologia*, 121(1), 66-80.
- Wirth, C., Schumacher, J., & Schulze, E.-D. (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.
- Wösten, J., Lilly, A., Nemes, A., & Bas, C. L. (1999). Development and use of a data base of hydraulic properties of European soils. *Geoderma*, 90, 169-185.
- Xiao, C.-W., Janssens, I. A., Yuste, J. C., & Ceulemans, R. (2006). Variation of specific leaf area and upscaling to leaf area index in mature Scots pine. *Trees*, 20, 304-310.
- Zhang, Y., & Schaap, M. G. (2017). Weighted recalibration of the Rosetta pedotransfer model with improved estimates of hydraulic parameter distributions and summary statistics (Rosetta3). *Journal of Hydrology*, 547, 39-53.
- Zhang, Y.-H., Zhang, Z., Ma, Z., Chen, J., Akbar, J., Zhang, S., Che, C., Zhang, M., & Cerda, A. (2018). A review of preferential water flow in soil science. *Canadian Journal of Soil Science*, 98, 604 - 618.
- Ziche, D., Riek, W., Russ, A., Hentschel, R., & Martin, J. (2021). Water Budgets of Managed Forests in Northeast Germany under Climate Change—Results from a Model Study on Forest Monitoring Sites. *Applied Sciences*, 11(5), 2403.
- Zirlewagen, D., & von Wilpert, K. (2011). Regionalisierung bodenphysikalischer Eingangsgrößen für bodenhydraulische Pedotransferfunktionen. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz*, 12, 73-83.
- Zweifel, R., Böhm, J., & Häslner, R. (2002). Midday stomatal closure in Norway spruce – Reactions in the upper and lower crown. *Tree Physiol.*, 22(15-16), 1125-1136.