

## 10 Bodenwasserhaushalt und Trockenstress

*K. von Wilpert<sup>6</sup>, P. Hartmann<sup>6</sup>, H. Puhlmann<sup>6</sup>, P. Schmidt-Walter<sup>16</sup>, H. Meesenburg<sup>16</sup>, J. Müller<sup>1</sup>, J. Evers<sup>16</sup>*

### 10.1 Einleitung

Der Wasserhaushalt von Waldökosystemen wird durch den Niederschlag gespeist. Verlustgrößen in Richtung Atmosphäre sind die direkte Verdunstung aus dem Boden (Evaporation), die in Wäldern aufgrund deren hoher Kronenoberfläche wesentlich bedeutendere Transpiration und die Interzeptionsverdunstung, die i.d.R. zur Evapotranspiration zusammengefasst werden. Der klimatische Antrieb dieser Verdunstungsgrößen ergibt sich aus dem Dampfdruckdefizit der Luft, der Lufttemperatur und dem konvektiven Wasserdampftransport. Die zweite bedeutende Wasserhaushalts-Verlustgröße ist der Sickerwasseraustrag, der im Wesentlichen von Textur, Steingehalt und Lagerungsdichte des Bodens bestimmt wird. Im Boden wird eine durch Textur, Lagerungsdichte, Kohlenstoff (C)-Gehalt, Steingehalt und Mächtigkeit der Bodenschicht bestimmte Wassermenge gespeichert. In den meisten Böden ist, abgesehen von stark tonigen Böden, der überwiegende Anteil davon pflanzenverfügbar (nutzbare Feldkapazität). Der dritte Faktor, welcher die Verteilung und die Flüsse des Wassers im Boden bestimmt, ist die Vegetation. Zum einen wird im Kronenraum ein erheblicher Teil des Regenwassers zurückgehalten, das von dort direkt verdunsten kann (Interzeption). Zum anderen wird durch die Wurzelverteilung die Wurzelwasseraufnahme im Boden differenziert und durch die Regelung der Stomata die Transpiration bei Austrocknung eingeschränkt.

Dies zeigt, dass neben dem klimatischen Antrieb die Wasserspeicherkapazität und die Wasserleitfähigkeit des Bodens sowie Wechselwirkungen zwischen Boden- und Vegetationseigenschaften (z.B. hinsichtlich Wurzelverteilung) den Wasserhaushalt wesentlich bestimmen und variieren.

Die Wasserphase des Bodens ist der Reaktionsraum, in dem Lösungs-, Austausch- und Transportprozesse stattfinden, welche die meisten Bodenfunktionen zentral bestimmen. Außerdem ist die Wasserverfügbarkeit ein zentrales Merkmal des Wachstums und der Produktivität von Wäldern. Der Sickerwasseraustrag ist der Transportweg für Stoffe zwischen Atmosphäre, Boden und Hydrosphäre. Dies sind einerseits Stoffe, die mit dem Regen eingetragen werden wie z.B. Stickstoffverbindungen, andererseits Reaktionsprodukte der Bodenversauerung wie Aluminium- und Manganionen. Daraus wird erkennbar, dass der Sickerwasseraustrag ganz wesentlich die Filterfunktion der Böden bestimmt. Da nahezu alle Pflanzennährstoffe aus der Bodenlösung aufgenommen werden, gibt es einen engen Zusammenhang zwischen der Waldernährung und dem Wasserhaushalt. So wird auf lehmigen Standorten ein über längere Perioden latenter Kaliummangel in und nach Trockenphasen akut, da sich die Nährstoffe im

Aggregatinneren anreichern, dort aber nur schwer für Pflanzenwurzeln erreichbar sind (von Wilpert & Hildebrandt 1997). Damit ist der Wasserhaushalt auch an der Ernährungsfunktion der Waldböden beteiligt. Die Photosynthesereaktion zeigt, dass Wasser und Kohlendioxid die konstitutionellen Bestandteile des Pflanzenwachstums sind. So ist die Wasserverfügbarkeit eine direkte Grundlage des Wachstums der Waldbäume.

Um Überschneidungen mit anderen Kapiteln des Bundesbodenberichts zu vermeiden, wird die Betrachtung des Wasserhaushalts der Wälder in diesem Kapitel auf die direkten Effekte der Wasserverfügbarkeit fokussiert. Dabei werden den Wasserhaushalt bestimmende Bodeneigenschaften und Bodenprozesse gegenüber Klima- und Vegetationseigenschaften prioritär behandelt, um die durch die Variabilität von Bodeneigenschaften bestimmten Effekte auf Wasserflüsse und Wasserverfügbarkeit herauszuarbeiten. Die hierfür notwendigen Auswertungen wurden weitestgehend auf der Basis der im bundesweiten BZE-Datensatz verfügbaren Bodendaten durchgeführt. Bodenhydraulische Eigenschaften wie Wasserretentions- und Wasserleitfähigkeitsfunktionen müssen aus gemessenen und geschätzten Bodeneigenschaften mittels Pedotransferfunktionen (PTFs) abgeleitet werden (Puhmann & von Wilpert 2012, Zirlewagen & von Wilpert 2011). Ebenso werden in einer Zusammenhangsanalyse zwischen Feinwurzeldichte (FWD) und Bodeneigenschaften die Tiefenprofile für die Feinwurzeln an den einzelnen BZE-Profilen geschätzt (Hartmann & von Wilpert 2014).

Kapazitive und dynamische Wasserhaushaltsgrößen werden aus Wasserhaushaltsmodellierungen mittels LWF-Brook90 für alle BZE-Profile abgeleitet. Dabei werden für den überwiegenden Teil der Auswertungen die Bestandseigenschaften (Alter, Baumartenmischung, Kronenschlussgrad) weitgehend konstant gehalten, um die Bedeutung der individuellen Bodeneigenschaften an den Bodenprofilen für das Ergebnis der Wasserhaushaltsmodellierung möglichst eindeutig und klar herauszuarbeiten. Lediglich in einem letzten Auswertungsschritt werden die am BZE-Profil beschriebenen Vegetationsmerkmale exemplarisch und zu Vergleichszwecken in die Modellierung einbezogen.

In einem abschließenden Abschnitt werden aus der Wasserhaushaltsmodellierung statische und dynamische Trockenstressmerkmale abgeleitet und in ihrer ökologischen Relevanz anhand von empirischen Daten zu Baumwachstum (inter- und intraannuelle Jahrringmerkmale) und zur Mortalität diskutiert. Damit werden die Daten der BZE für differenzierte Auswertungen in der Klimafolgenforschung aufbereitet und zur Verfügung gestellt. Selbstverständlich sind die Modellierungsergebnisse für eine Vielzahl von Anwendungen wie z.B. die Erstellung von Sickerwasserprognosen einsetzbar. Aktuell sind in mehreren Bundesländern (Baden-Württemberg, Bayern, Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz und Sachsen) konkrete Modellentwicklungen zur Weiterentwicklung und Objektivierung traditioneller, analoger Standortkartierungsverfahren im Gang. Da in allen bisherigen Standortkartierungsverfahren die Wasserhaushaltsansprache in relativen Ordinalskalen erfolgt, können aus den Standortskarten weder quantitative Wasserhaushaltsinformationen abgeleitet, noch die Standortskarten dynamisch an die sich verändernden Klimabedingungen angepasst werden (Gauer & Kroiher

2012). Bei der Entwicklung modellgestützter Standortkartierungsverfahren spielt deshalb die quantitative und dynamische Modellierung des Wasserhaushalts eine zentrale Rolle. Dafür sind die Daten der BZE prinzipiell geeignet – insbesondere die bodenphysikalischen Messgrößen. Das Messnetz der BZE ist jedoch mit 2430 Messnetzpunkten auf der Waldfläche der Bundesrepublik mit 11,1 Mio. ha für kleinteilige Auswertungen nicht flächenrepräsentativ; die mittlere Rasterdichte ist knapp 6,8 x 6,8 km. Wenn jedoch auf der Basis von Regressionsbeziehungen zwischen Bodenmessgrößen und Geländeprädiktoren multivariate Schätzmodelle mit hinreichender Erklärungsgüte berechnet werden, können mittels der geschätzten Bodeninformationen Wasserhaushaltsmodelle berechnet (Zirlewagen & von Wilpert 2011) und mit den Standortseinheiten-Polygonen verknüpft werden. Dies wird erleichtert und realistischer, wenn der gesamte bundesdeutsche Datensatz einbezogen wird, weil dann die Belegungsdichte der Messgrößen/Geländeprädiktoren-Paarungen höher wird, als dies auf der Datenbasis einzelner Bundesländer möglich wäre. Auf diesem Weg kann es möglich sein, bundesweit die Schätzung der relativen Geländewasserhaushaltsstufen durch modellierte, zeitlich differenzierte quantitative Wasserhaushaltsinformationen zu ersetzen. Damit würden die Standortkundensysteme der Länder klimasensitiv gemacht.

## 10.2 Bodenkundliche Eingangsgrößen für die Modellierung des Wasserhaushalts

Bodenkundliche Eigenschaften sind Eingangsgrößen für die Schätzung bzw. Modellierung des Wasserhaushalts von Böden. Diese sind im Parameterumfang der BZE II enthalten oder lassen sich aus den Informationen der BZE ableiten. Gerade hinsichtlich der bodenphysikalischen Charakterisierung wurde der verbindliche Parameterumfang der BZE II gegenüber der Vorgängerinventur deutlich erweitert und die Messung von Größen wie TRD (Erhebung mittels Stechzylindern oder Volumenersatzproben), Skelettgehalt (Messung mittels Volumenersatzmethode), Textur (% S, U, T mittels Köhn-Pipett- oder Lasersizer-Methode),  $C_{org}$ -Gehalt (elementaranalytisch) vorgeschrieben. Bei Parametern, bei denen die Messung aufwendig ist, wie z.B. die Zählung der FWD mit räumlich hochauflösenden Zählrahmen, haben sich die meisten Bundesländer nach wie vor auf Schätzdaten gestützt; nur in Baden-Württemberg wurden exaktere Wurzelzählungen durchgeführt. Neben den tiefenstufenbezogenen Messdaten wurden in allen Fällen horizontbezogene Schätzdaten, z.B. zu Textur, Steingehalt und Lagerungsdichte, erhoben. Die bodenhydraulischen Eigenschaften Wasserretention und Wasserleitfähigkeit können aus diesen bodenkundlichen Grundlagendaten nur mittels PTFs abgeleitet werden.

Eine deskriptive Darstellung der regionalen Variation der genannten bodenphysikalischen Mess- und Schätzgrößen, sowie eine Übersicht über deren Mess- und/oder Schätzgenauigkeit werden im Kapitel 2 gegeben. In diesem Abschnitt soll lediglich eine einleitende Begründung des Umfangs und der räumlichen Diskretisierung der bodenkundlichen Eingangsgrößen im Bodenprofil insoweit gegeben werden, als für die Wasserhaushaltsmodellierung aus numerischen Gründen konsistente Tiefenprofile dieser Größen benötigt werden.

Für die Wasserhaushaltsmodellierung sollte die beste verfügbare Qualität der bodenkundlichen Eingangsdaten verwendet werden. Das wären Messdaten (gemessene Texturdaten, TRD etc.). Da diese jedoch nicht in allen Bundesländern und nur in ausgewählten Tiefenstufen verfügbar sind, muss als einheitlich verfügbare Datenbasis auf die Schätzdaten der Profilbeschreibungen zurückgegriffen werden. Es wäre theoretisch denkbar und notwendig, die Informationen aus beiden Datenquellen (Schätz- und Messdaten) zusammenzuführen und bezüglich Aufnahmeartefakten (z.B. Schätzbias) zu harmonisieren. Wie entsprechende Harmonisierungsaktivitäten in einzelnen Bundesländern (z.B. Baden-Württemberg) gezeigt haben, sind diese aber sehr arbeitsaufwendig und aufgrund der hohen Heterogenität zwischen den Ländern auf Bundesebene ohne eigenen Projektansatz nicht durchführbar. Deshalb wurden für den Bundesbodenbericht, der ja einen gewissen Pilotcharakter hat, in den Tiefenstufen, in denen Messwerte vorhanden waren, diese genutzt und wo Messwerte fehlten, die horizontbezogenen Schätzdaten. Eine Harmonisierung auf der Basis formalstatistischer Konsistenzprüfungen war aufgrund des damit verbundenen Aufwands nicht möglich.

## 10.2.1 Schätzung bodenhydraulischer Funktionen mittels Pedotransferfunktionen

### 10.2.1.1 Einleitung

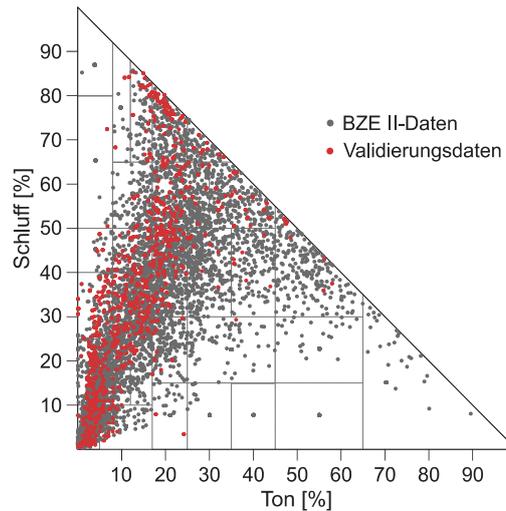
Messdaten zu bodenhydrologischen Kenngrößen wie der nutzbaren Feldkapazität (nFK) und die Parameter der Retentions- und Leitfähigkeitsfunktion wurden an den BZE-Plots aufgrund des hohen messtechnischen Aufwands nicht vollständig erhoben und müssen zur Charakterisierung des Wasserhaushalts indirekt mithilfe von PTFs aus den gemessenen bodenphysikalischen Parametern (Textur, TRD, C- bzw. Humusgehalt) abgeleitet werden. Die nFK beziffert das pflanzenverfügbare Wasserspeichungsvermögen von Böden. Sie wird im Allgemeinen als die Differenz der volumetrischen Wassergehalte bei einem Matrixpotenzial von  $-60$  hPa (Feldkapazität, pF 1,8) und  $-16.000$  hPa (Totwassergehalt, pF 4,2) angegeben und dient zur statischen Charakterisierung des Wasserhaushalts eines Standorts. Die Parameter der Retentions- (van Genuchten 1980) und Leitfähigkeitsmodelle (Mualem 1976) – im Folgenden als MvG-Parameter abgekürzt – sind Eingangsgrößen für prozessbasierte Wasserhaushaltsmodelle wie LWF-Brook90 (Hammel & Kennel 2001), welches in diesem Bericht zur dynamischen Quantifizierung der Wasserverfügbarkeit an den BZE-Plots eingesetzt wurde (Kap. 10.3).

In der Literatur findet sich eine Vielzahl unterschiedlicher PTFs zur Schätzung der hydrologischen Kennwerte und der MvG-Parameter. In der Vergangenheit gab es bereits verschiedene Projekte und Publikationen zur Validierung von PTFs hydrologischer Kenngrößen; insbesondere die sorgfältigen Arbeiten von Hangen & Scherzer (2004), Schramm *et al.* (2006), Mellert *et al.* (2009) sowie Russ & Riek (2011) sind in diesem Zusammenhang zu erwähnen. Die genannten Studien konnten jedoch zum Teil neuere Entwicklungen wie die von Puhlmann *et al.* (2009) und

Puhlmann & von Wilpert (2011), die den aktuellen Stand der Forschung repräsentieren, noch nicht berücksichtigen. Zusätzlich weisen manche der genannten Autoren in ihren Arbeiten daraufhin, dass die Vorhersagegüte aufgrund der geografischen Herkunft der zur Validierung benutzten Messdaten nur für bestimmte Regionen gültig ist oder dass aufgrund eines zu geringen Stichprobenumfangs manche Bodenartengruppen stark unterrepräsentiert sind. Die Ergebnisse lassen deshalb keine Rückschlüsse zu Auswahl und Anwendung der untersuchten PTFs auf das breite Bodenartenspektrum der BZE-Plots zu. Um die Entscheidung für die Verwendung einer PTF aus dem Kollektiv aktuell verfügbarer PTFs zu erleichtern, wurde daher eine eigene Validierungsstudie anhand eines umfangreichen Datensatzes durchgeführt, der an forstlich genutzten Standorten in ganz Europa erhoben wurde und ein weites Bodenartenspektrum abdeckt.

### 10.2.1.2 Material und Methoden

Der für die PTF-Validierung zur Verfügung stehende Datensatz umfasst insgesamt 2075 pF-Kurven von Mineralbodenhorizonten, 130 pF-Kurven organischer Horizonte sowie 866 Proben, an denen die gesättigte Leitfähigkeit gemessen wurde. Neben den Zielgrößen standen die zugehörigen bodenphysikalischen/-chemischen Parameter (Korngrößenanteile, TRD und C- bzw. Humusgehalt) zur Verfügung, die benötigt werden, um nFK und MvG-Parameter mithilfe der PTFs zu schätzen und mit den Messwerten zu vergleichen. Die Daten stammen aus dem europäischen Level II-Umweltmonitoringnetzwerk (ICP-Forests) und den forstlichen Forschungseinrichtungen und Universitäten in Göttingen, Freiburg, Freising, Eberswalde und Graupa. Bei der Auswahl der Daten wurde sichergestellt, dass keine Datensätze verwendet wurden, die bereits in die Entwicklung der untersuchten PTFs eingeflossen waren. Weiterhin wurden Datensätze, die an Sonderstandorten wie Flugascheeintragsgebieten oder im Zuge von Befahrungsexperimenten erhoben wurden, von den Analysen ausgeschlossen. In vielen Fällen stammten die Stechzylinderproben für die pF-Kurven nicht aus demselben Bodenprofil wie die bodenphysikalischen/-chemischen Parameter, sondern nur von derselben Versuchsfläche. Aufgrund der hierdurch entstehenden Unsicherheiten wurde beschlossen, diese Messdaten ebenfalls von den Auswertungen auszuschließen und nur Proben zu verwenden, bei denen PTF-Eingangsdaten und Zielgrößen aus demselben Bodenprofil und demselben Horizont stammten. Durch diese Einschränkungen reduzierte sich die Datengrundlage zur Validierung von PTFs für die Retentionskurve auf 1641 Mineralbodenproben. Zur Validierung der nFK blieben 1412 Proben, da nicht alle pF-Kurven Angaben zum volumetrischen Totwassergehalt enthielten und die nFK daher nicht berechnet werden konnte. Abbildung I-10-1 zeigt die Verteilung der verbliebenen pF-Kurven im Korngrößendreieck; zum Vergleich sind die Korngrößenanteile der Tiefenstufen des BZE II-Datensatzes dargestellt.



**Abb. I-10-1: Verteilung der Retentionsdaten im Korngrößendreieck.**

Die Tabelle I-10-1 listet die untersuchten PTFs unter ihren im Folgenden verwendeten Kurzbezeichnungen auf, nebst Anmerkungen und Anpassungen bei ihrer Verwendung in dieser Studie. Die Auswahl der untersuchten PTFs stützt sich auf die Arbeit von Hangen & Scherzer (2004), die in einer umfangreichen Literaturrecherche die zur Ableitung hydraulischer Eigenschaften von Waldböden besonders geeignet erscheinenden Ansätze herausgearbeitet haben. Bei den PTFs kann zwischen zwei Typen unterschieden werden. Zum ersten Typ gehören PTFs, die den Wassergehalt ausschließlich für bestimmte Wasserspannungen vorhersagen, typischerweise für pF 1,8 (Feldkapazität) und pF 4,2 (Totwasseranteil). Aufgrund der Vorhersage fixer Punkte der Retentionskurve werden diese PTFs auch Punkt-PTFs genannt. Die in dieser Auswertung untersuchten tabellarischen Ansätze nach Wessolek *et al.* (2009) und Teepe *et al.* (2003) fallen in diese Kategorie. Parametrische PTFs hingegen sagen die Parameter von Retentionsmodellen wie dem van-Genuchten-Modell vorher, mit denen der Wassergehalt kontinuierlich in Abhängigkeit von der Wasserspannung vorhergesagt wird. Die Regressionsgleichungen von Wösten *et al.* (1999), Puhlmann & von Wilpert (2011), Vereecken *et al.* (1989) und Teepe *et al.* (2003) gehören zu diesem Typ. Auch Tabellenwerke, die mittlere MvG-Parameter für verschiedene Textur- und Dichte-Kombinationen auflisten, fallen in diese Kategorie, wie beispielsweise die PTF Teepe.*TexTRD* oder der für diese Untersuchung modifizierte Ansatz nach DIN 4220 (2008-11). Für letzteren Ansatz wurden die bodenartspezifischen MvG-Parameter aus Wessolek *et al.* (2009) mit den Angaben der DIN 4220 (2008-11) den volumetrischen Wassergehalten der pF-Stufen 1,8, 2,5 und 4,2 mithilfe des Programms RETC (van Genuchten *et al.* 1991) rekaliert. Auf diese Weise standen MvG-Parameter für Retentionskurven nach Textur- und Dichteklassen zur Verfügung, die an den pF-Stufen 1,8 und 4,2 den Werten der DIN 4220 (2008-11) entsprechen.

**Tab. I-10-1: Überblick über die untersuchten Pedotransferfunktionen für die nutzbare Feldkapazität.**

Bezeichnung/ Literaturquelle	Typ/ Berechnung	Eingangsgrößen	Anmerkungen/ Anpassungen
<i>Wessolek.TextTRD</i> (Wessolek et al. 2009)	Punkt-PTF, $K_s$ / Tabelle	Texturklasse (KA5), TRD-Stufe, Humositäts-Klasse	Tabellen 3+5. Dichtestufe 1,1 wurde nicht berücksichtigt und Proben mit $TRD < 1,2 \text{ g cm}^{-3}$ der Stufe 1,3 zugeordnet. Für nicht definierte Kombinationen von TRD und Texturklasse wurde der Wert der angrenzenden Dichtestufe der jeweiligen Texturklasse angenommen.  MvG-Parameter aus Wessolek et al. (2009) (Tab. 10) wurden anhand der pF/WG-Werte aus Tab. A1 der DIN4220 neu angepasst, so dass MvG-Parameter getrennt nach Texturklasse und TRD vorlagen.
<i>DIN4220.TextTRD</i> (DIN 4220 2008-11)	param. PTF / Tabelle	Texturklasse (KA5), TRD-Stufe	MvG-Parameter aus Wessolek et al. (2009) (Tab. 10) wurden anhand der pF/WG-Werte aus Tab. A1 der DIN4220 neu angepasst, so dass MvG-Parameter getrennt nach Texturklasse und TRD vorlagen.
<i>Teepe.KGA</i> (Teepe et al. 2003)	Punkt-PTF + param. PTF/Formel	%S/%U/%T, TRD	MvG- $\alpha$ wurde mit zehn multipliziert
<i>Teepe.TextTRD</i> (Teepe et al. 2003)	Punkt-PTF + param. PTF/Tabelle	Texturklasse (KA5), TRD-Stufe, $C_{org}$	MvG- $\alpha$ wurde mit zehn multipliziert; Ergänzung der fehlenden Tabellenwerte LK, nFK, PWP für Sande aus DIN4220. Minimum %S, %U, %T auf 0,5 % begrenzt.
<i>PUH2.KGA</i> (Puhlmann und von Wilpert 2011)	Punkt-PTF + param. PTF, $K_s$ /Formel	%S/%U/%T, TRD, $C_{org}$	
<i>Vereecken.KGA</i> (Vereecken et al. 1989)	param. PTF/Formel	%S/%U/%T, TRD, $C_{org}$	Anpassung von %S und %U an die Körnungsgrenze bei $50 \mu\text{m}$ durch log-lineare Interpolation der Korngrößensummenkurve  Minimum TRD auf $0,5 \text{ g cm}^{-3}$ , Minimum %U, %T auf 0,5 % begrenzt. Als
<i>Hypres.KGA</i> (Wösten et al. 1999)	param. PTF, $K_s$ / Formel	%S/%U/%T, TRD, Humusgehalt, Ober-/Unterboden	Unterboden wurden alle Proben klassifiziert, die in einer Tiefe von mehr als 30 cm entnommen wurden. Anpassung der Sand-/Schluffgrenze s. <i>Vereecken.KGA</i>

Als weitere Modifikationen sind Anpassungen der PTF nach Wessolek et al. (2009) zu nennen, so wie Anpassungen der  $\alpha$ -Parameter der PTFs *Teepe.TextTRD* und *Teepe.KGA*. Bei letzteren stellte sich heraus, dass die MvG-Retentionskurven mit den  $\alpha$ -Parametern in der angegebenen Einheit ( $\text{kPa}^{-1}$ ) nicht zu den Tabellenangaben der volumetrischen Wassergehalte bei Feldkapazität (FK) und permanentem Welkepunkt (PWP) passen. Mit den Tabellenwerten konsistente Ergebnisse ergaben sich jedoch, wenn die Einheit der  $\alpha$ -Werte als  $\text{hPa}^{-1}$  angenommen wurde, daher wurden die  $\alpha$ -Werte mit zehn multipliziert. Bei der PTF *Wessolek.TextTRD* wurden die Werte der untersten TRD-Stufe 1,1 nicht berücksichtigt, da in Horizonten von Waldböden dieser Dichtestufe oftmals sehr hohe Humusgehalte zu finden sind. Die Humuszuschläge führten in dieser TRD-Stufe zu

starken Überschätzungen des Gesamtporenvolumens, der FK und nFK. Es konnte gezeigt werden, dass bei Proben der TRD-Stufe 1,1 die erhöhten Speichergrößen bereits durch die hohen Humuszuschläge hinreichend berücksichtigt werden, entsprechend wurden für die nFK-Schätzung Proben mit einer TRD unter  $1,2 \text{ g cm}^{-3}$  die Werte der TRD-Stufe 1,3 zugeordnet.

Zur objektiven Beurteilung der Vorhersagegüte der einzelnen PTFs wurden statistische Maßzahlen verwendet, die auf der Differenz zwischen geschätzten und gemessenen volumetrischen Wassergehalten beruhen. Als Maß für die Akkuranz einer PTF wurden der mittlere Vorhersagefehler (mean error, ME) und der mittlere absolute Vorhersagefehler (mean absolute error, MAE) verwendet:

$$ME = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (\hat{y}_i - y_i) \quad (10-1)$$

$$MAE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (|\hat{y}_i - y_i|) \quad (10-2)$$

Mit dem ME als arithmetischem Mittelwert aller Residuen (Differenz aus Schätzung  $\hat{y}$  und Messung  $y$ ) werden die systematische Über- (positive Werte) und Unterschätzung (negative Werte) der Wassergehalte quantifiziert; im Idealfall einer unverzerrten Schätzung nimmt der ME den Wert 0 an. Die Präzision der Schätzungen wurde mit dem Quadratwurzelfehler (root mean squared error, RMSE)

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (\hat{y}_i - y_i)^2} \quad (10-3)$$

beurteilt, der die mittlere Streuung und damit den Betrag des durchschnittlich zu erwartenden Gesamtfehlers quantifiziert und im Idealfall ebenfalls den Wert 0 annimmt. Ein statistisches Maß, mit dem einzelne gemessene Retentionskurven mit den von parametrischen PTFs geschätzten verglichen werden können, ist der Pearson-Korrelationskoeffizient ( $r$ ), der sich wie folgt berechnet:

$$r = \frac{\sum_{i=1}^n (\hat{y}_i - \bar{\hat{y}})(y_i - \bar{y})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (\hat{y}_i - \bar{\hat{y}})^2 + \sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2}} \quad (10-4)$$

Dabei geben  $\bar{y}$  und  $\bar{\hat{y}}$  die Mittelwerte von Messung und Schätzung an. Bei perfekter positiver Korrelation liegen gemessene und geschätzte Wassergehalte der einzelnen Saugspannungspunkte auf einer Linie mit positiver Steigung und  $r$  nimmt den Wert 1 an. Der Korrelationskoeffizient kann daher als Ähnlichkeitsmaß für Verlauf und Form zweier Retentionskurven verstanden werden. Ein weiteres Ähnlichkeitsmaß ist der Wilmot-Index ( $w$ ):

$$w = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (|\hat{y}_i - \bar{y}|)^2 + (|y_i - \bar{y}|)^2}} \quad (10-5)$$

Multipliziert mit dem Korrelationskoeffizienten ergibt sich der Confidence-Index ( $CI = w * r$ ), der bei perfekter Übereinstimmung von Messung und Schätzung ebenfalls den Wert 1 annimmt. Dabei werden Werte  $> 0,85$  als exzellente Vorhersagen beurteilt, Werte  $> 0,75$  noch als gut, und Werte  $\leq 0,75$  als weniger gut (de Camargo & Sentelhas 1997).

Der ME und der RMSE werden zur Beurteilung und Darstellung der Vorhersagegüte für Wassergehalte einzelner Saugspannungsstufen (1, 10, 60, 100, 330, 1000, 2500, 5000, 16.000 hPa) sowie der nFK verwendet. Zur Beurteilung parametrischer PTFs für die Retentionskurve werden der CI, der RMSE und der ME über den gesamten Saugspannungsbereich berechnet. Um Aussagen über die ungefähre Verteilung der Gütemaße der PTFs über den Körnungsbereich treffen zu können, werden die Gütemaße getrennt nach den elf Bodenartengruppen (Ad-Hoc AG Boden 2005) berechnet und eine Rangfolge der PTFs für jedes Gütemaß erstellt. Für die Schätzungen der nFK werden zusätzlich die Differenzen zu den Messwerten mithilfe eines generalisierten additiven Modells als Isolinien im Korngrößendreieck dargestellt, um Rückschlüsse auf das Verhalten der PTFs über die Korngrößenanteile ziehen zu können. Da abschließend eine Aussage getroffen werden soll, welche PTF zur Anwendung auf die Bodendaten der BZE II am geeignetsten erscheint, wird aus den Rängen der Gütemaße der einzelnen Bodenartengruppen ein mit den jeweiligen Beobachtungszahlen der BZE II gewichteter mittlerer Rang für jedes Gütemaß berechnet. Aus diesen werden abschließend einfache ungewichtete Mittelwerte gebildet und so eine finale Rangfolge der PTFs erstellt.

### 10.2.1.3 Ergebnisse und Diskussion

Die Abbildung I-10-2 zeigt für jede PTF die Abweichung zwischen geschätzten und gemessenen Wassergehalten in Abhängigkeit von der Saugspannung, getrennt nach Bodenartengruppen. Zusätzlich ist der ME an den Saugspannungsstufen eingezeichnet, wodurch auf systematische Fehler geschlossen werden kann. Auf die grafische Darstellung der Ergebnisse für Tonlehme (tl), Lehmtone (lt) und Sandschluffe (su) wurde aufgrund der geringen Beobachtungszahlen und aus Platzgründen verzichtet. Die über alle pF-Stufen integrierenden Gütemaße MAE, RMSE und CI aller Bodenartengruppen finden sich jedoch in Tabelle I-10-2. Die in Tabelle I-10-2 aufgeführten systematischen Fehler einzelner Bodenartengruppen wurden als Mittelwerte der MAE berechnet, damit sich entgegengerichtete Abweichungen in den einzelnen pF-Bereichen nicht aufheben.

Im Allgemeinen nehmen die Streuung und damit der RMSE mit zunehmender Saugspannung aufgrund der geringer werdenden Wassergehalte ab, was durch die enger werdenden Box- und Whiskerbereiche in Abbildung I-10-2 deutlich wird. Die für die einzelnen Bodenartengruppen charakteristischen Krümmungen der Retentionskurve können anscheinend nicht von allen PTFs zufriedenstellend nachvollzogen werden. So neigen die PTFs *Hypres.KGA* und *Vereecken.KGA* über fast alle Bodenartengruppen zu steileren Wassergehaltsabnahmen als die Messdaten implizieren, was aus überschätzten Wassergehalten bei geringen Saugspannungen in Kombination mit unterschätzten Wassergehalten bei hohen Saugspannungen deutlich wird.

(Abb. I-10-2), und sich auch in den niedrigen Gütemaßen, vor allem im CI widerspiegelt (Tab. I-10-2). Da die Krümmung des Retentionsmodells nach van Genuchten von den Parametern  $\alpha$  und  $N$  abhängt, und der Wassergehalt nahe Sättigung sowie der Totwassergehalt relativ gut vorhergesagt werden, liegt es nahe, die Schwächen beider Modelle an der unzureichenden Schätzung dieser Parameter festzumachen. Lediglich für die Vorhersage der Retentionsfunktionen von schluffig-tonigen Substraten ( $lu$ ,  $tu$ ) erzielen diese PTFs zufriedenstellende Vorhersagen für die van-Genuchten-Retentionsfunktion von Waldböden.

Insgesamt bessere Ergebnisse erzielen die PTFs *Teepe.TextTRD* und *Teepe.KGA*. Diese scheinen ihre Stärken im lehmig-schluffigen Texturbereich zu haben, für den die Form der Retentionskurve, dem CI nach zu urteilen, relativ gut vorhergesagt wird. Insgesamt werden die Wassergehalte jedoch vor allem im niedrigen Druckbereich in fast jeder Texturgruppe überschätzt und sind mit einem weiten Unsicherheitsbereich belegt. Aus diesen Gründen müssen sie anhand ihrer mittleren RMSE- und MAE-Werte (Tab. I-10-2) als die am wenigsten geeigneten PTFs zur Vorhersage der Retentionseigenschaften von Waldböden eingestuft werden.

Die anhand objektiver Kriterien beste PTF zur Vorhersage der Retentionsfunktion der untersuchten Bodenproben ist die PTF *PUH2.KGA* (Tab. I-10-2). Diese liefert über einen weiten Texturbereich völlig unverzerrte, hochpräzise und formgetreue Schätzungen der Retentionsfunktion (Abb. I-10-2). Problematisch erscheint bei *PUH2.KGA* nur die Vorhersage der Retentionseigenschaften von Sanden. Die Wassergehalte der Schluffsande ( $us$ ) werden im mittleren Saugspannungsbereich deutlich unterschätzt und sind mit hohen Unsicherheiten behaftet. Zusätzlich werden im Gegensatz zu den lehmig-schluffigen Substraten die Wassergehalte der Reinsande ( $ss$ ) und Lehmsande ( $ls$ ) im niedrigen pF-Bereich sowie der Totwassergehalt ( $-16.000$  hPa) zum Teil deutlich überschätzt. Relativ deutlich unterschätzt wird zudem die Wasserretention toniger Böden ( $ut$ ,  $lt$ ).

Eine PTF, die im Gegensatz zu allen anderen PTFs zufriedenstellende Schätzungen der Retentionsfunktion über alle Bodenartengruppen liefert, ist die PTF *DIN4220.TextTRD*. Diese schätzt beispielsweise als einzige PTF die Retention der Reinsande treffend und liefert auch für tonige Böden robuste, wenn auch leicht überhöhte Schätzungen. Im lehmig-schluffigen Bereich ( $sl$ ,  $ll$ ,  $lu$ ,  $tu$ ) ist *DIN4220.TextTRD* im Vergleich zu anderen PTFs weniger präzise und neigt zu leicht erhöhten, jedoch bei einem mittleren RMSE von 6,6 Vol % und einem MAE von 3,1 Vol % noch zufriedenstellenden Schätzungen. Der mittlere CI über alle Bodenartengruppen ist mit 0,76 ebenfalls etwas niedriger als der anderer PTFs, was auf die im Allgemeinen höhere mittlere Streuung der Abweichung von tabellarischen PTFs zurückgeführt werden kann. Im Mittel wird jedoch die Form der Retentionskurve zufriedenstellend wiedergegeben, was aus der im Allgemeinen gleichmäßigen und gleichgerichteten Verteilung der Residuen über den Saugspannungsbereich deutlich wird.

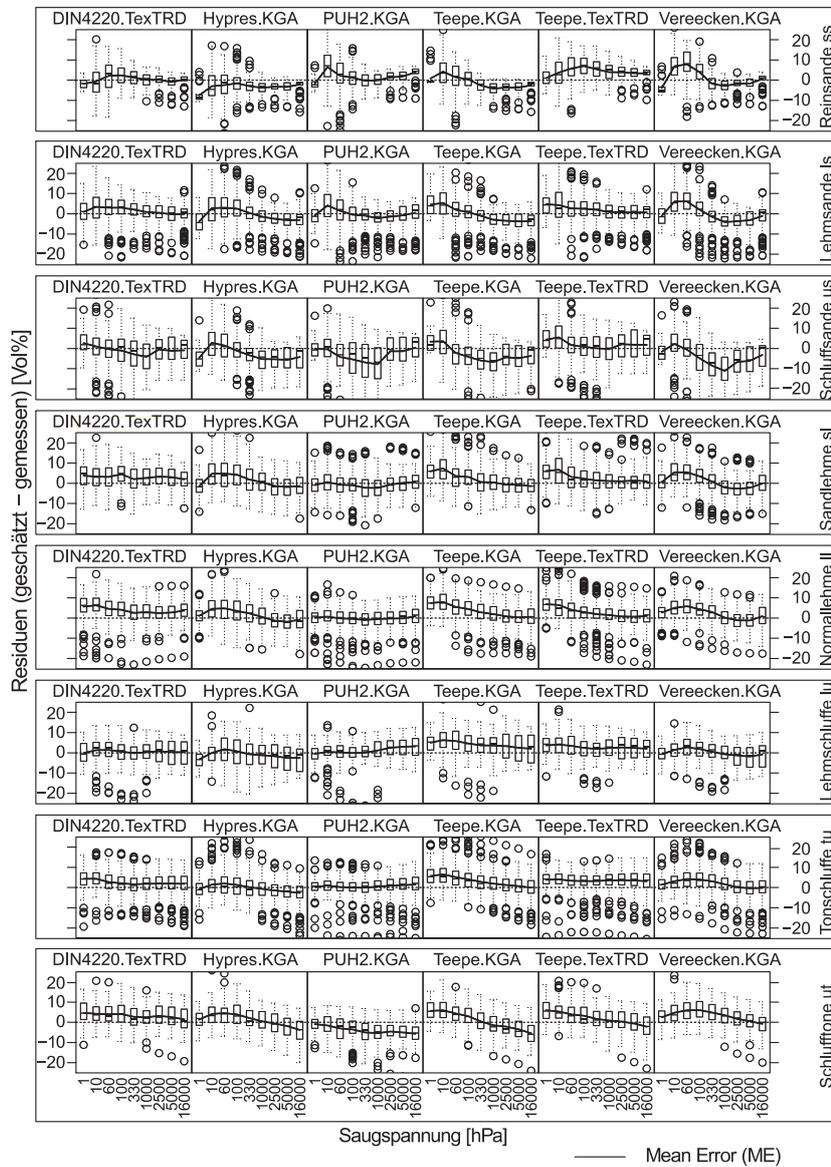


Abb. I-10-2: Boxplots der Abweichungen und mittlere Abweichung (ME, Vol %) zwischen mit Pedotransferfunktionen geschätzten und gemessenen Wassergehalten in Abhängigkeit von der Saugspannung, getrennt nach Bodenartengruppen.

**Tab. I-10-2: Mittlerer absoluter Fehler (MAE, Vol %), Quadratwurzelfehler (RMSE, Vol %) und Confidence-Index (CI, ohne Einheit) über alle pF-Stufen für alle Bodenartengruppen. Die in der jeweiligen Bodenartengruppe erzielten Bestwerte der einzelnen Gütemaße sind grau hinterlegt.**

Hauptbodenart	Sande			Lehme			Schluffe			Tone		Mittelwert
Bodenartengruppe	ss	ls	us	sl	ll	tl	su	lu	tu	ut	lt	
n	261	132	400	136	272	261	1	4	79	260	32	
<b>RMSE [Vol %]</b>												
<i>DIN4220.TextRD</i>	5,0	5,9	7,9	6,5	6,7	8,8	8,0	6,2	5,7	6,9	5,3	6,6
<i>Hypres.KGA</i>	5,6	6,4	7,6	7,3	6,4	3,6	6,1	7,1	5,8	6,5	5,9	6,2
<i>PUH2.KGA</i>	5,9	6,0	10,1	5,8	4,9	5,4	6,0	5,6	4,6	7,0	13,4	6,8
<i>Teepe.KGA</i>	5,6	6,1	8,8	7,3	7,0	5,5	7,2	8,0	6,7	6,9	8,2	7,0
<i>Teepe.TextRD</i>	7,0	6,3	7,9	7,5	6,7	5,9	7,8	6,3	5,8	6,8	8,8	7,0
<i>Vereecken.KGA</i>	6,5	6,6	9,9	6,6	5,9	4,5	5,3	5,7	5,7	7,1	5,8	6,3
<b>MAE [Vol %]</b>												
<i>DIN4220.TextRD</i>	1,1	1,6	1,6	3,1	3,9	8,5	4,8	0,6	2,5	3,3	2,9	3,1
<i>Hypres.KGA</i>	3,3	2,5	3,8	2,4	2,3	3,1	3,0	1,6	1,4	2,5	3,9	2,7
<i>PUH2.KGA</i>	2,1	1,4	3,1	1,0	0,5	4,2	3,9	1,2	0,6	3,8	12,8	3,1
<i>Teepe.KGA</i>	2,6	3,1	4,3	2,6	3,5	5,2	6,0	4,1	3,1	3,5	7,0	4,1
<i>Teepe.TextRD</i>	4,2	2,1	2,1	2,7	2,9	5,1	5,9	2,8	3,5	2,7	6,6	3,7
<i>Vereecken.KGA</i>	3,5	3,2	5,0	2,6	2,7	3,9	3,2	1,3	2,0	3,4	2,4	3,0
<b>CI [-]</b>												
<i>DIN4220.TextRD</i>	0,82	0,85	0,74	0,81	0,78	0,81	0,82	0,81	0,80	0,60	0,49	0,76
<i>Hypres.KGA</i>	0,81	0,83	0,81	0,78	0,78	0,95	0,87	0,77	0,78	0,66	0,56	0,78
<i>PUH2.KGA</i>	0,78	0,83	0,63	0,82	0,83	0,87	0,91	0,85	0,84	0,61	0,33	0,76
<i>Teepe.KGA</i>	0,83	0,87	0,76	0,81	0,80	0,91	0,92	0,78	0,79	0,65	0,49	0,78
<i>Teepe.TextRD</i>	0,76	0,84	0,76	0,79	0,80	0,89	0,87	0,84	0,81	0,65	0,31	0,76
<i>Vereecken.KGA</i>	0,77	0,83	0,70	0,82	0,82	0,93	0,91	0,85	0,81	0,64	0,53	0,78

Für die Schätzungen der nFK ergibt sich ein ähnliches Bild wie für die Schätzungen der Retentionskurve. *Hypres.KGA* und *Vereecken.KGA* überschätzen die nFK in allen Bodenartengruppen um durchschnittlich ca. 6 Vol % (Tab. I-10-3), was angesichts der im vorherigen Abschnitt beschriebenen systematischen Überschätzung der Wassergehalte bei niedrigen und Unterschätzung bei hohen Saugspannungen zu erwarten war. Beide PTFs weisen im Mittel auch die höchsten Unsicherheiten auf (*Hypres.KGA*: 9,9 Vol %, *Vereecken.KGA*: 8,4 Vol %) und sind für die Abschätzung der nFK von Waldböden als ungeeignet einzustufen. Etwas besser schneiden die PTFs *Teepe.KGA* und *Teepe.TextRD* ab, deren Schätzungen ebenfalls große Unsicherheiten aufweisen, jedoch bei einem mittleren ME von 3,6 Vol % (*Teepe.TextRD*) bzw. 4,5 Vol % (*Teepe.KGA*) weniger verzerrte Schätzungen liefern. Die PTFs *DIN4220.TextRD* und *Wessolek.TextRD* zeigen ähnliche Ergebnisse, da sie aus derselben Quelle stammen, wobei die Punkt-PTF *Wessolek.TextRD* die Humusgehalte der Proben berücksichtigt und *DIN4220.TextRD*

nicht. Möglicherweise aus diesem Grund ist der RMSE der PTF *Wessolek.TextTRD* mit 6,5 Vol % etwas geringer als bei *DIN4220.TextTRD* (RMSE 7,2 Vol %). Beide PTFs überschätzen die nFK mit durchschnittlich 3,4 Vol % leicht. Im Gegensatz zu allen anderen PTFs, die die nFK fast aller Bodenartengruppen im Mittel mehr oder weniger stark überschätzen, unterschätzt *PUH2.KGA* die nFK im Mittel leicht (-1,6 Vol %). Wie auch für die Retentionskurve liefert diese PTF für die meisten Bodenartengruppen die präzisesten und am wenigsten verzerrten Schätzungen.

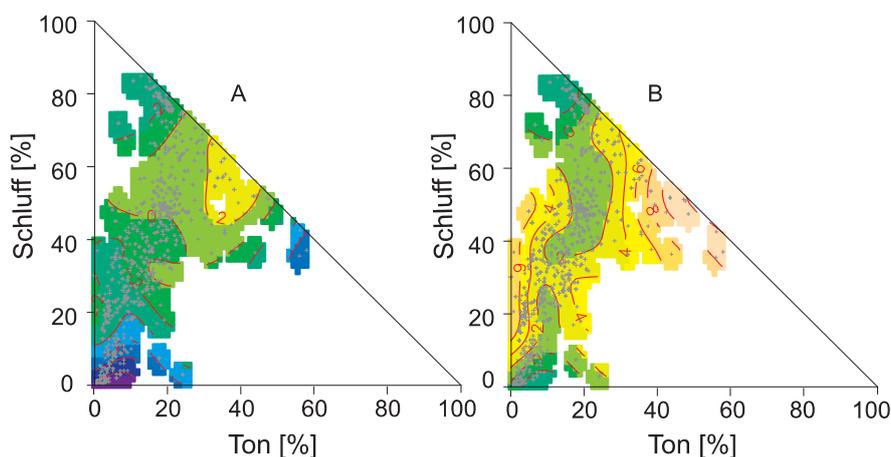
**Tab. I-10-3: Mittlerer Fehler (ME, Vol %) und Quadratwurzelfehler (RMSE, Vol %) der Schätzung der nutzbaren Feldkapazität für alle Bodenartengruppen. Grau hinterlegt sind die Bestwerte der Gütemaße in der jeweiligen Bodenartengruppe.**

Hauptbodenart Bodenartengruppe	Sande			Lehme			Schluffe			Tone		Mittelwert
	ss	ls	us	sl	ll	tl	su	lu	tu	ut	lt	
<b>n</b>	61	250	67	185	193	0	4	49	210	44	6	
<b>RMSE [Vol %]</b>												
<i>DIN4220.TextTRD</i>	7,2	7,2	8,6	7,0	5,0		6,1	7,6	5,6	7,3	10,7	7,2
<i>Hypres.KGA</i>	8,7	10	9,8	9,5	8,0		9,2	10,2	7,8	11,0	14,8	9,9
<i>PUH2.KGA</i>	11,5	7,5	6,9	6,1	4,2		3,2	7,5	5,2	5,5	7,6	6,5
<i>Wessolek.TextTRD</i>	6,3	7,1	8,3	6,4	4,5		6,1	7,7	5,5	7,9	12,4	7,2
<i>Teepe.KGA</i>	7,9	8	7,6	7,0	5,5		5,9	7,8	6,1	9,9	14,3	8,0
<i>Teepe.TextTRD</i>	7,6	7,2	6,5	7,3	6,7		3,5	7,9	5,7	10,6	13,1	7,6
<i>Vereecken.KGA</i>	9,7	8,9	8,6	7,9	6,6		9,0	7,8	6,9	9,4	9,4	8,4
<b>ME [Vol %]</b>												
<i>DIN4220.TextTRD</i>	3	2,6	4,2	1,4	0,6		5,2	0,7	0,9	5	10,4	3,4
<i>Hypres.KGA</i>	0,3	6,1	5,0	4,7	5,4		8,5	4,2	4,5	9,7	14,0	6,2
<i>PUH2.KGA</i>	-9,0	-3,6	-2,5	-1,0	0,0		2,7	-2,2	0,0	2,4	-3,2	-1,6
<i>Wessolek.TextTRD</i>	-1,0	2,4	5,2	2,6	1,3		5,2	0,1	0,6	5,7	12	3,4
<i>Teepe.KGA</i>	4,1	3,9	2,1	2,4	3,1		5,2	0,0	1,8	8,5	13,4	4,5
<i>Teepe.TextTRD</i>	3,6	2,9	1,2	2,5	2,9		2,2	-0,7	0,0	8,4	12,6	3,6
<i>Vereecken.KGA</i>	5,9	6,5	5,6	5,1	4,9		8,8	2,8	4,2	8,1	8,2	6,0

Abbildung I-10-3 zeigt die mithilfe eines generalisierten additiven Modells geglätteten Differenzen zwischen den mit den PTFs *PUH2.KGA* (Abb. I-10-3a) und *Wessolek.TextTRD* (Abb. I-10-3b) geschätzten und den gemessenen nFK-Werten im Korngrößendiagramm. Flächen gleicher systematischer Fehler sind dabei mit Isolinien eingefasst. Die Farben der eingefassten Flächen stehen direkt mit den systematischen Fehlern der entsprechenden Bodenartengruppen in Beziehung (Tab. I-10-3), wobei blaue Bereiche mittlere Unterschätzungen < -4 Vol %, gelblich braune Bereiche Überschätzungen > 4 Vol % anzeigen. Wie bereits aus Tabelle I-10-3 ersichtlich, liegen die systematischen Abweichungen der PTF *PUH2.KGA* in weiten Bereichen des Korngrößendreiecks zwischen -2 Vol % und +2 Vol %, mit den geringsten Abweichungen in schluffig-lehmigen Bereichen. Mit geringer werdenden Schluff- und Tonanteilen beginnt die PTF die nFK zunächst leicht, ab Sandanteilen von mehr als 60 % stark zu unterschätzen, so dass bei

Schluffanteilen < 10 % die systematischen Unterschätzungen mehr als 8 %, bei Schluffanteilen < 5 % mehr als 10 % betragen. Da der Validierungsdatensatz in diesem Texturbereich viele Proben enthält, kann davon ausgegangen werden, dass es sich bei diesem Verhalten um systematische Fehler der PTF *PUH2.KGA* handelt, deren Begründung in der geringen Belegung mit Reinsand- und Schluffsandproben des zur Entwicklung der PTF eingesetzten Kalibrierungsdatensatzes liegt (Puhmann & von Wilpert 2011). Bei der Entwicklung ebenfalls mit geringer Probenzahl belegt war die Gruppe der Lehmtone. Dort deutet sich, gemessen am Validierungsdatensatz, eine ebenso starke Unterschätzung wie bei den Sanden an; die Anzahl von Proben mit Tongehalten > 50 % ist jedoch im Validierungsdatensatz zu gering, um für dieses Verhalten gesicherte Aussagen treffen zu können.

Im Gegensatz zu *PUH2.KGA* zeigt Abb. I-10-3b für die PTF *Wessolek.TextRD* im Bereich toniger Schluffe und toniger Lehme eine systematische Überschätzung zwischen 8 und 12 %. Die am wenigsten verzerrten Schätzungen liegen größtenteils in denjenigen Körnungsbereichen, die gleichzeitig die höchsten Probindichten im BZE-Datenkollektiv aufweisen und ziehen sich in einem Band von den Rein- und Lehmsanden über die Sandlehme zu den Schluffen. Einige ausreichend mit Proben belegte Bereiche sind dennoch von deutlicheren Überschätzungen im Bereich von 4-6 Vol % geprägt, so etwa die Schluffsande und Sandschluffe, sowie Normallehme und Schlufftone. Dieser Umstand kann mit den im Vergleich zu *PUH2.KGA* höheren Unsicherheiten erklärt werden, die diese PTF im Allgemeinen aufweist (Tab. I-10-3). Der größte Unterschied zwischen den PTFs *PUH2.KGA* und *Wessolek.TextRD* besteht im Bereich der Rein- und Schluffsande, für den die nFK durch *Wessolek.TextRD* mit Abweichungen < 2 Vol % geschätzt wird, während *PUH2.KGA* die nFK in diesem Texturbereich deutlich unterschätzt.



**Abb. I-10-3:** Mithilfe eines generalisierten additiven Modells erstellte Isoliniendiagramme der geglätteten Abweichungen geschätzter und gemessener nFK (Vol %) in Abhängigkeit vom Ton- und Schluffgehalt. Dargestellt sind die PTFs *PUH2.KGA* (A) und *Wessolek.TextRD* (B). Grüne und gelbgrüne Bereiche entsprechen einer Abweichung im Bereich von  $\pm 2$  Vol %, gelbe bis gelbbraune Bereiche weisen auf systematische Überschätzungen, blaugrüne und blaue Bereiche auf eine Unterschätzung der nFK hin.

### 10.2.1.4 Schlussfolgerungen zur Wahl der Pedotransferfunktion für die Wasserhaushaltsmodellierungen

Die auf den Gütemaßen der Tabelle I-10-2 beruhende, abschließende Rangfolge der PTFs (Tab. I-10-4) weist den Ansatz nach Puhmann & von Wilpert (2011) hinsichtlich der Schätzung der Retentionskurven für die Tiefenstufen des BZE-Datensatzes als am besten geeignet aus. Die schwache Vorhersagegüte für die im BZE II-Datensatz zahlreich vertretenen sandigen Substrate wird durch die sehr guten Vorhersageeigenschaften für die ebenfalls häufig vorkommenden lehmigen und schluffigen Substrate in der gewichteten Gesamtrangfolge aufgewogen. Der Anspruch an eine PTF, die auf einen so diversen Datensatz wie die BZE II angewandt wird, muss jedoch sein, die Retentionsfunktion nach van Genuchten ungeachtet der Textur zufriedenstellend vorherzusagen. Aus diesem Grund wurde letztlich die PTF nach DIN 4220 (2008-11) für den Einsatz im Wasserhaushaltsmodell ausgewählt. Dieser Ansatz ist nach objektiven Kriterien zwar nur zweite Wahl (Tab. I-10-4), jedoch werden damit zufriedenstellende Ergebnisse über ein weites Bodenartenspektrum erzielt. Zusätzlich kann zur Schätzung der bodenhydrologischen Kenngrößen FK, nFK und PWP der nach objektiven Kriterien beste Ansatz *Wessolek.TexTRD* verwendet werden, ohne dass die Werte von denen aus der Retentionsfunktion abgeleiteten Werten in großem Maße abweichen, da beide PTFs aus derselben Quelle stammen.

**Tab. I-10-4: Zusammenfassende Gesamtrangfolge der Pedotransferfunktionen für die Retentionskurve und die nutzbare Feldkapazität, basierend auf der Rangfolge der Gütemaße der Tabellen I-10-2 und I-10-3. Die Ränge der Gütemaße in den einzelnen Bodenartengruppen wurden mit den Anzahlen der Beobachtungen der BZE II in den jeweiligen Bodenartengruppen gewichtet, die Platzierung ist in Klammern neben den Rängen angegeben. Als mittlerer Rang über die gewichteten Ränge der einzelnen Gütemaße wurde der Mittelwert verwendet.**

	Retentionskurve								nFK					
	Rang RMSE		Rang MAE		Rang CI		Mittlerer Rang		Rang RMSE		Rang ME		Mittlerer Rang	
DIN4220.TexTRD	2,4	(2)	3,1	(3)	3,7	(5)	3,1	(2)	2,6	(3)	2,6	(2)	2,6	(1)
Hypres.KGA	3,5	(3)	2,9	(2)	4,2	(6)	3,5	(3)	6,5	(7)	5,5	(6)	6,0	(7)
PUH2.KGA	2,4	(1)	2,0	(1)	3,0	(1)	2,5	(1)	2,5	(2)	3,0	(3)	2,8	(3)
Wessolek.TexTRD									2,0	(1)	2,6	(1)	2,3	(2)
Teepe.KGA	4,4	(5)	4,7	(6)	3,0	(2)	4,0	(5)	4,3	(5)	4,3	(5)	4,3	(5)
Teepe.TexTRD	4,5	(6)	4,4	(5)	3,6	(4)	4,2	(6)	4,2	(4)	3,4	(4)	3,8	(4)
Vereecken.KGA	3,7	(4)	3,9	(4)	3,4	(3)	3,7	(4)	5,2	(6)	5,8	(7)	5,5	(6)

### 10.2.2 Feinwurzelverteilung an BZE-Standorten

Feinwurzelverteilungen sind essentiell für die Parametrisierung von Bodenwasserhaushaltsmodellen von Waldstandorten, da diese das Bindeglied zwischen Bestand und Bodenmatrix repräsentieren. Das Ideal baumspezifischer Durchwurzelungsmuster ist in der Praxis jedoch nicht

anwendbar, da die tatsächlichen Feinwurzelverteilungsmuster stark von Boden- und Standorteigenschaften gesteuert werden (Hartmann & von Wilpert 2014). Daher ist es notwendig, die tatsächliche Feinwurzelvertiefenverteilung zu erfassen oder für Standorte ohne Wurzelinformationen verlässliche Transferfunktionen zu definieren.

### 10.2.2.1 Erstellung eines Feinwurzel dichtemodells zur Ergänzung fehlender und unplausibler Datensätze

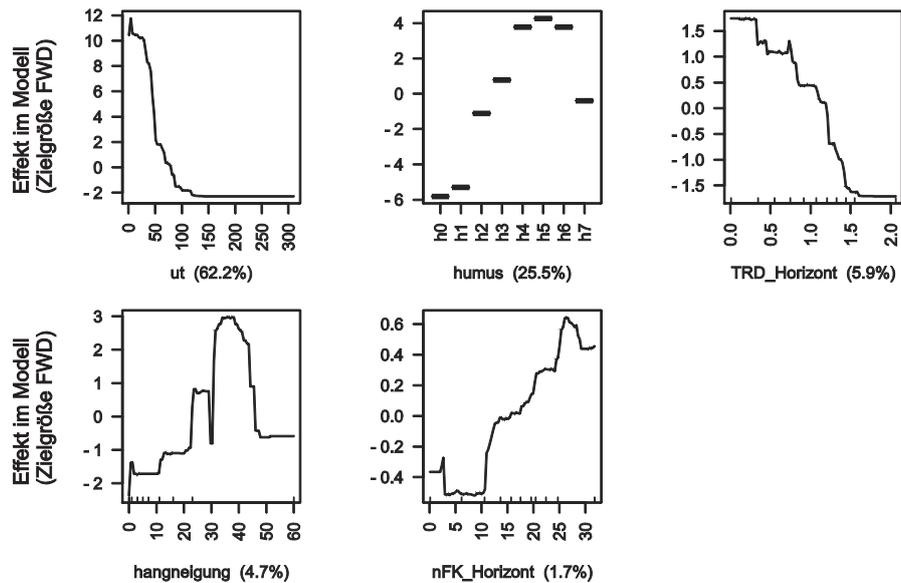
Mittels multivariater statistischer Auswertungen können Zusammenhangsanalysen zwischen der FWD (gemessen in Klassen aus der Profilbeschreibung nach KA5, umgerechnet in Klassenmittelwerte) als Zielgröße und Boden- bzw. Standortseigenschaften durchgeführt werden. Zur Anwendung kam das Verfahren „Boosted Regression Trees“ (BRT), mit Hilfe dessen die entscheidenden Parameter und deren Einfluss auf die FWD identifiziert wurden. Das finale BRT-Modell ist eine lineare Kombination aller berechneten Entscheidungsbäume. Die Modellgüte wird anhand der Korrelation mit den Trainings- als auch Validierungsdaten sowie des Restfehlers bewertet. Der Einfluss der einzelnen Parameter wird anhand des prozentualen Einflusses und anhand des absoluten Effekts auf das Modellergebnis interpretiert. Die Analysen wurden mit dem Paket „dismo“ der Statistiksoftware „R“ durchgeführt (Elith *et al.* 2008).

Das finale Modell wurde auf die fünf wichtigsten Parameter reduziert und weist eine hohe Modellgüte auf (Korrelation Trainingsdaten: 0,701; Korrelation Validierung: 0,695). Der Effekt der einzelnen Parameter auf die Zielgröße FWD ist in Abbildung I-10-4 dargestellt. Dabei erklärt die Bodentiefe mit 62,2 % den größten Anteil an der FWD, d.h. das Maximum ist im Oberboden zu finden, mit kontinuierlicher Abnahme mit der Bodentiefe. Als weitere wichtige Größe erwies sich der Humusgehalt, der zum einen, insbesondere im Unterboden, auch Folge der Durchwurzelung ist und zum anderen im Oberboden durch Strukturlockerung die Durchwurzelung erleichtert. Daneben stehen bodenphysikalische Eigenschaften wie TRD und nFK ebenso wie der Reliefparameter Hangneigung in direktem Zusammenhang mit der FWD.

In Anlehnung an Abbildung I-10-4 lassen sich die annähernd linearen Modellbeziehungen zu einer PTF zusammenfassen. Dazu wird ein einfaches lineares Gleichungsmodell erstellt. Die resultierende PTF für FWD in  $\text{N dm}^{-2}$  lautet (adjusted  $R^2$ : 0,3973;  $p < 0,001$ ; Prädiktoren Abb. I-10-4):

$$\text{FWD} = 11,63 - 0,084 \text{ ut} + 3,22 \text{ humus} - 3,42 \text{ TRD}_{\text{Horizont}} + 0,108 \text{ hangneigung} + 0,095 \text{ nFK}_{\text{Horizont}} \quad (10-6)$$

Im Vergleich zur Modellierung mit BRT schneidet die lineare PTF erwartungsgemäß schlechter ab, dennoch ist eine hohe Modellgüte auch bei der schwächeren PTF erzielt worden.



**Abb. I-10-4:** Ergebnisse der „Boosted Regression Trees“-Analyse: Die Feinwurzel-dichte im Horizont ist Zielgröße des Modells. Die Einzelgrafiken zeigen den Einfluss der Parameter (x-Achse) auf die modellierte Feinwurzel-dichte (y-Achse). Der prozentuale Anteil bestimmt die Gewichtung des Parameters im Modell; ut = Tiefe der Horizontunterkante (cm); humus = Humusklasse (h1 bis h7); TRD\_Horizont: Trockenraumdichte aus Messtiefen auf den Horizont umgerechnet ( $\text{g cm}^{-3}$ ); hangneigung: Hangneigung am Standort ( $^\circ$ ); nFK\_Horizont: nutzbare Feldkapazität aus Messtiefen auf den Horizont umgerechnet (Vol %).

### 10.2.2.2 Ableitung kontinuierlicher Tiefenprofile der Feinwurzelverteilung

Zur Parametrisierung der Wurzelverteilung in Wasserhaushaltsmodellen ist eine möglichst kontinuierliche Information der FWD notwendig. Dazu kann die Exponentialfunktion nach Gale & Grigal (1987) genutzt werden, mit welcher anhand eines Formparameters die tiefenabhängige, relative Wurzelverteilung kontinuierlich dargestellt wird (Abb. I-10-6). Dies ist insbesondere für inhomogene Datensätze wie den BZE II-Datensatz sinnvoll, da unterschiedliche Aufnahmeverfahren (Bayern: Ansprache am Rammkern, Baden-Württemberg: Feinwurzelzählung im 5 cm-Raster an der Profilwand, Rest: Schätzung an Profilgrube) zu unterschiedlichen Durchwurzelungsintensitäten führen.

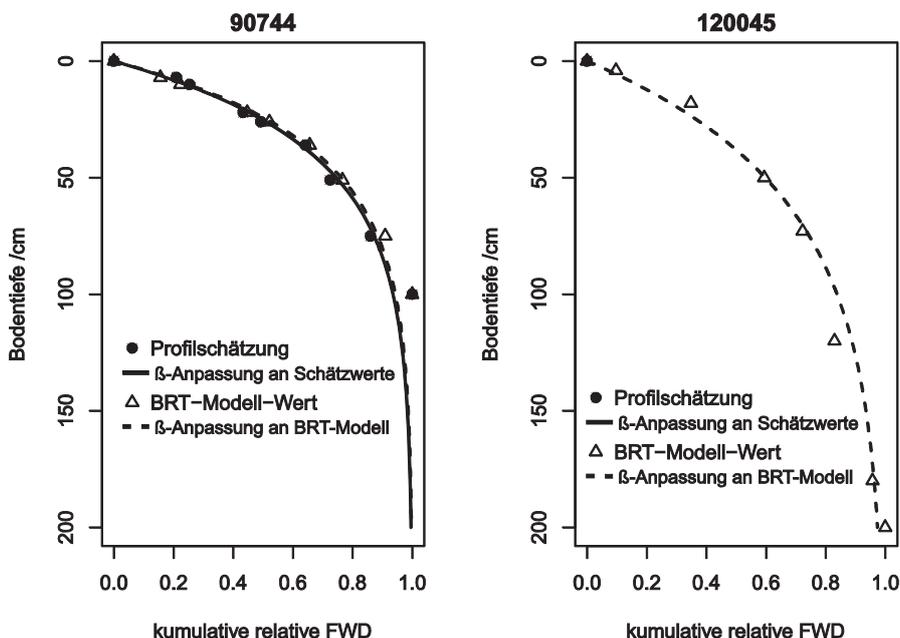
Abbildung I-10-6 (links oben) stellt die aus den verschiedenen Schätzverfahren resultierende Anzahl an Feinwurzeln im erfassten Wurzelraum für alle BZE-Profile dar. Es fällt auf, dass in Baden-Württemberg überdurchschnittlich hohe Feinwurzelsummen vorkommen, in Bayern z.T. extrem geringe.

Trotz dieser regionalen Differenzen wurden die Schätzwerte der FWD für die weitere Anpassung genutzt, da hierbei auf die relative Tiefenverteilung reduziert wird und somit unterschiedliche Klassifizierungsvorgänge bei der Profilaufnahme „normalisiert“ werden. Wo keine Schätzwerte

vorhanden waren, wurden diese durch die Werte aus der Anpassung mit BRT ergänzt. Zunächst wurden die FWDs pro Horizont berechnet (FWD \* Mächtigkeit) und am unteren Ende des Horizonts als kumulative Summe aufgetragen und schließlich mit einem nichtlinearen Anpassungsalgorithmus an das  $\beta$ -Modell nach Gale & Grigal (1987) angepasst (Abb. I-10-5):

$$Y = 1 - \beta^z \tag{10-7}$$

wobei Y die kumulative relative FWD in der Tiefe z ist und  $\beta$  der anzupassende Parameter.



**Abb. I-10-5: Beispiel einer guten Kongruenz zwischen Schätzwerten, BRT-Modellwerten und der jeweiligen Anpassung an das  $\beta$ -Modell (links) und Beispiel eines Standorts, bei der das  $\beta$ -Modell an die BRT-Modellwerte aufgrund fehlender Schätzwerte angepasst wurde (rechts).**

Anhand dieser Funktion kann dann für jede beliebige Tiefenstufe die relative kumulative Menge an Feinwurzeln berechnet werden. Die resultierenden  $\beta$ -Werte sind in Abbildung I-10-6 (rechts oben) dargestellt, wobei hohe Werte für tiefgründigere Verteilungen stehen.

### 10.2.2.3 Effektive Durchwurzelungstiefe

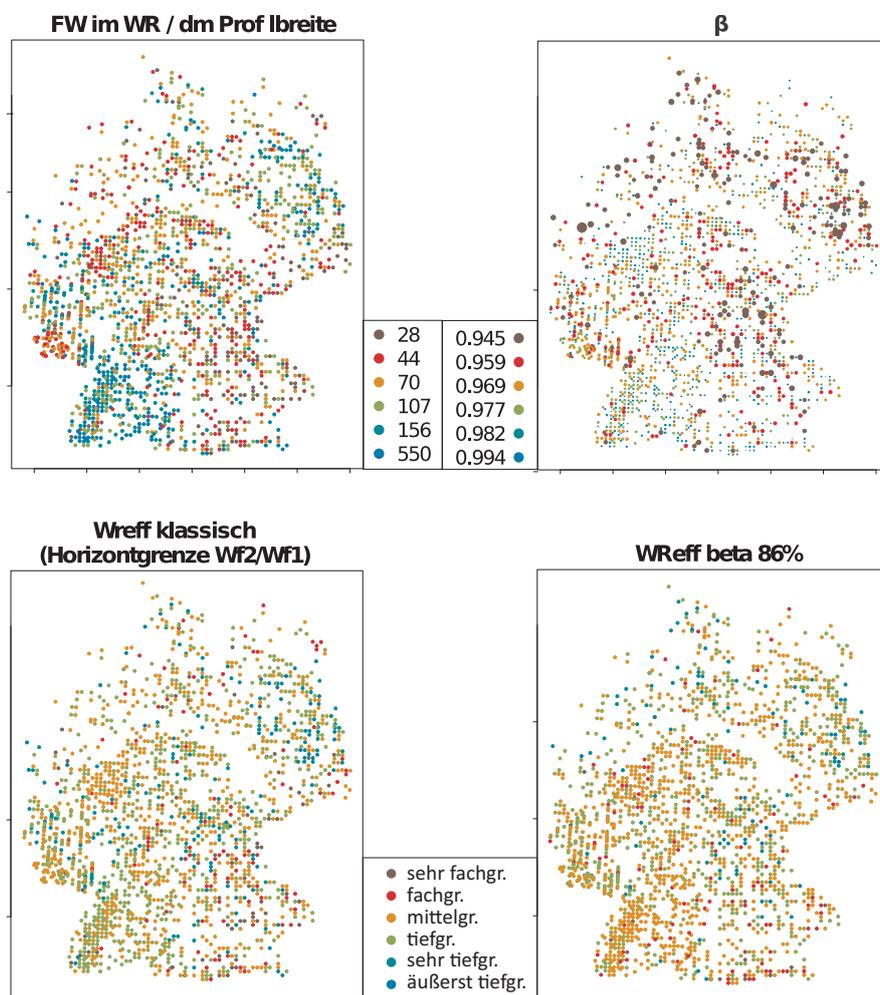
Die effektive Durchwurzelungstiefe ( $W_{\text{Reff}}$ ) lässt sich nach AK Standortkartierung (2003) über die Untergrenze einer  $FWD > 2 \text{ FW dm}^{-2}$  ableiten. Somit fällt für die BZE II-Daten diese Untergrenze immer mit einer Horizontuntergrenze zusammen, da die FWD nur horizontweise definiert ist. Da auch innerhalb eines Horizonts mit einer tiefenabhängigen Abnahme der FWD auszugehen ist, muss diese Grenze verzerrt sein. Des Weiteren bedingen unterschiedliche Aufnahmeverfahren nicht vergleichbare FWDs (Abb. I-10-6 links oben). Der klassische Ansatz in

Abbildung I-10-6 links unten dargestellt bestätigt nochmals die aufnahmebedingten Differenzen besonders zwischen Baden-Württemberg und Bayern.

Um einen einheitlichen Wert in Anlehnung an die Grenze  $Wf2/Wf1$  aus dem klassischen Modell für das  $\beta$ -Modell zu generieren, wurde über eine nichtlineare Anpassung derjenige kumulative Anteil  $Z$  ermittelt, bei welchem die Tiefe des klassischen  $W_{Reff}$ -Ansatzes am besten erreicht wird:

$$\frac{W_{Reff}(\text{klassisch}) \sim \log(1-Z)}{\log(\beta)} \quad (10-8)$$

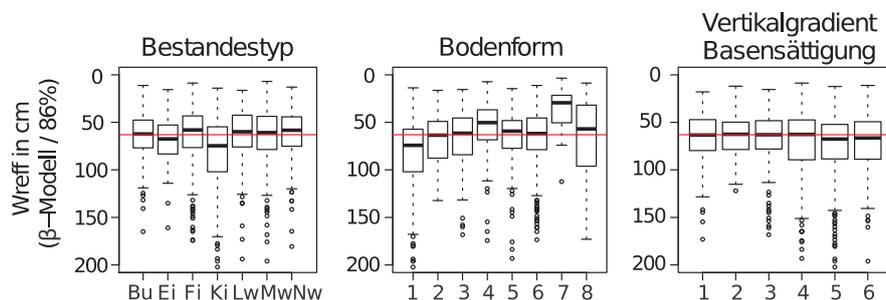
Dabei ergibt sich ein Wert für  $Z$  von 86 %, welcher im Folgenden als Grenzwert für den effektiven Wurzelraum nach dem  $\beta$ -Modell genutzt wird (Abb. I-10-6 rechts unten).



**Abb. I-10-6:** links oben: Anzahl der Feinwurzeln aufsummiert über das gesamte Bodenprofil auf 1 dm Breite. Die unterschiedlichen Farben definieren Perzentilklassen (10-25-50-75-90-100); rechts oben:  $\beta$ -Werte der BZE II-Profile (Perzentilklassen 10-25-50-75-90-100). Die Größe der Punkte korreliert mit dem  $\beta$ -Wert. Blaue Punkte stehen für tiefgründige Verteilungen, rote für flachgründige; links unten:  $W_{Reff}$  nach klassischer Definition; rechts unten:  $W_{Reff}$  ermittelt über die Tiefe, in welcher 86 % der kumulativen Feinwurzelmenge nach dem  $\beta$ -Modell sind.

### 10.2.2.4 Stratifizierung nach Baumarten, Bodenklassen und Versauerung

Die Bewertung der Wurzelraumschließung (Abb. I-10-6) basiert auf dem  $W_{\text{Reff}}$ , der im  $\beta$ -Modell der 86 %-Tiefe entspricht. Für die einzelnen Bestandstypen ergaben sich dabei keine deutlichen Unterschiede (Abb. I-10-7). In allen Bestandstypen liegt eine breite Streuung vor, bei medianen Werten um 60 cm. Die Stratifizierung nach Bodensubstratgruppe weist ebenfalls nur eine geringe Differenzierung zwischen den Gruppen auf. Lediglich die basenarmen Sande weisen erhöhte  $W_{\text{Reff}}$ -Werte auf, wohingegen in Kalkverwitterungsböden und insbesondere alpinen Böden z.T. deutlich reduzierte Werte auftreten. Überraschenderweise ist in den  $W_{\text{Reff}}$  kein Indiz für den Fortschritt der Versauerung bzw. den Einfluss einer Waldkalkung zu erkennen, wie die Stratifizierung nach Vertikalgradienten der Basensättigung aufzeigt.



**Abb. I-10-7: Boxplots der effektiven Durchwurzelungstiefe ( $W_{\text{Reff}}$ ) (abgeleitet nach der Tiefe, in welcher sich 86 % aufsummieren) stratifiziert nach: Bestandstypen (links), Bodenformen (Mitte) und Vertikalgradienten der Basensättigung (rechts); Bu = Buche, Ei = Eiche, Fi = Fichte, Ki = Kiefer, LW = Laubwald, MW = Mischwald, NW = Nadelwald; Bodenformen: 1 = Böden aus basenarmem Lockergestein, 2 = Semiterrestrische Böden breiter Flusstäler, 3 = Tieflandböden aus Lösslehm, 4 = Böden aus verwittertem Karbonatgestein, 5 = Böden aus basisch-intermediärem Festgestein, 6 = Böden aus basenarmem Festgestein, 7 = Böden der Alpen, 8 = Moore und Anmoore; Vertikalgradienten: 1 = vollständige Basensättigung 100 % im Wurzelraum, 2-4 = mit der Tiefe und qualitativ abnehmende Basensättigung im Hauptwurzelraum mit voller Basensättigung im Unterboden, 5 = Basenverarmung im gesamten Profil, 6 = erhöhte Basensättigung im Humus/mineralischen Oberboden durch Kalkung, nach Hartmann & von Wilpert (2016).**

## 10.3 Modellierung der dynamischen Wasserverfügbarkeit in Wäldern

### 10.3.1 Modellbeschreibung, Eingangsdaten, Parametrisierung und Zielvariablen

Die Wasserhaushaltsmodellierungen für die einzelnen BZE II-Punkte erfolgten mit dem prozessorientierten forsthydrologischen Simulationsmodell LWF-Brook90 (Hammel & Kennel 2001), welches den Wasserhaushalt eines eindimensionalen, mehrschichtigen Bodenprofils mit Vegetationsdecke in täglicher Auflösung berechnet. Bei diesem Modell handelt es sich um eine Weiterentwicklung des Modells Brook90 (Federer *et al.* 2003). Der Wassertransport im Boden wird mit der Richards-Gleichung abgebildet. Quell- und Senkenterme berücksichtigen dabei Prozesse wie Makroporenfluss und Wurzelwasseraufnahme. Die hydraulischen Eigenschaften der einzelnen Bodenschichten werden mit den Funktionen nach Mualem (1976) und van Genuchten (1980) parametrisiert. Die Evapotranspiration wird nach einem Ansatz von Shuttleworth & Wallace (1985) berechnet, mit dem die vom Boden oder einer Schneedecke ausgehenden Verdunstungsströme und die Verdunstungsströme einer einschichtigen Pflanzendecke (Transpiration und Interzeptionsverdunstung) über ein Leitfähigkeitsmodell differenziert abgebildet werden. Eine wichtige steuernde Größe ist dabei der saisonal variierende Blattflächenindex (LAI), welcher für die Aufteilung der für die Verdunstung zur Verfügung stehenden Energie zwischen Boden und Pflanze nach dem Lambert-Beerschen Gesetz, sowie für die Skalierung der Bestandsleitfähigkeit aus der mit den meteorologischen Bedingungen variierenden Stomataleitfähigkeit maßgeblich ist. Die Bestandsleitfähigkeit und die zur Verfügung stehende Energie sind wiederum ausschlagend für den Wasserbedarf der Vegetationsdecke (potentielle Transpiration,  $T_p$ ), der aus den einzelnen Bodenschichten je nach Wasserverfügbarkeit und Durchwurzelung gedeckt wird (aktuelle Transpiration oder Wurzelwasseraufnahme,  $T_a$ ).

#### 10.3.1.1 Klimadaten, Boden und Standort

LWF-Brook90 wird mit meteorologischen Eingangsdaten in täglicher Auflösung (Niederschlag, Temperatur, Strahlung, Wasserdampfdruck, Windgeschwindigkeit) angetrieben, die für diese Modellanwendung vom Lehrstuhl für Physische Geographie (Prof. Böhner) der Universität Hamburg in Form eines 250 x 250 m-Rasters bereitgestellt wurden (Weinzierl *et al.* (2013)). Die Validierung der regionalisierten Klimagrößen zeigt eine mittlere Abweichung der Monatsmitteltemperaturen im Bereich von  $\pm 0,5$  °C für 2002 und  $\pm 0,2$  °C für 2003. Monatssummen des Niederschlags weichen im Mittel um weniger als 5 % von den Messwerten ab, gemessene und regionalisierte Monatssummen der Niederschlagsminima und -maxima können im Einzelfall deutlich voneinander abweichen.

Zur Repräsentation der BZE-Profile im Modell wurden die Messwerte der Tiefenstufen verwendet und durch Informationen zu Horizontierung, Textur und Humusgehaltsstufe aus der Profilbeschreibung komplettiert. Aus den Informationen wurden für die BZE-Plots Modellprofile mit einer Bodentiefe von 2 m erstellt, bestehend aus 20 Mineralbodenschichten, deren Mächtigkeit mit der Tiefe zunimmt (2-20 cm), und einer variablen Anzahl von Modellschichten, die den Auflagehumus repräsentieren. Dabei wurden die Angaben zur TRD des Mineralbodens, die nur als Messwerte für Tiefenstufen bis maximal 90 cm vorhanden waren, bis in 2 m Bodentiefe fortgeschrieben. Der Skelettgehalt für tiefere Bodenschichten wurde aus der Profilsprache ergänzt, für anstehende Festgesteinshorizonte wurde ein Grobbodengehalt von 95 % festgelegt, um die Wasserspeicherung in Spalten und Rissen des Gesteins zu berücksichtigen. Die Feinwurzelverteilung über die Modellschichten wurde mithilfe dem an die Feinwurzelverteilung der Profilbeschreibung angepassten  $\beta$ -Modell (Jackson *et al.* 1996) hergeleitet (Kap. 10.2.2.2). Da die maximale Durchwurzelungstiefe in diesem Modell theoretisch unbegrenzt ist, wurde als  $W_{\text{Reff}}$  diejenige Bodentiefe ermittelt, ab welcher der kumulative Wurzelanteil 95 % übersteigt, und die darunter liegenden Bodenschichten als wurzelfrei angenommen. Ebenso wurde die Durchwurzelung bei Profilen mit eingeschränkter Bodentiefe aufgrund anstehenden Festgesteins, Grund- oder Stauwassers auf den anhand der Horizontsymbole regelbasiert abgeleiteten Gründigkeitsparameter beschränkt. Für den Auflagehumus wurde eine tiefenkonstante Durchwurzelungsdichte angenommen, die der nach dem  $\beta$ -Modell berechneten relativen Durchwurzelung der obersten Mineralbodenschicht in 1 cm Bodentiefe entspricht.

Aus den physikalischen Eigenschaften der Mineralbodenschichten wurden in einem letzten Schritt die hydraulischen Eigenschaften mithilfe der PTFs parametrisiert, die sich im Vergleich mit gemessenen hydraulischen Eigenschaften (Kap. 10.2.1) als die zuverlässigsten erwiesen haben. Die Parameter zur Bodenwasserretentionsfunktion nach van Genuchten (1980) ( $\theta_s, \theta_r, \alpha, n$ ) wurden mithilfe der PTF nach DIN 4220 (2008-11) hergeleitet. Der Parameter  $m$  wurde als  $1-1/n$  festgelegt. Die gesättigte Leitfähigkeit ( $K_s$ ) nach Mualem (1976) wurde mit der PTF von Puhmann & von Wilpert (2011) geschätzt, der Tortuositätsparameter  $\tau$  wurde auf 0,5 gesetzt. Zur Ableitung der hydraulischen Eigenschaften der Auflagehumus-Horizonte wurde die PTF nach Hammel & Kennel (2001) verwendet. Neben dem Wassertransport in der Bodenmatrix, für den die Retentions- und Leitfähigkeitseigenschaften maßgeblich sind, wurden im Modell auch präferentielle Fließwege zugelassen. Dabei wurden Einstellungen gewählt, die sich beim Vergleich von gemessenen mit simulierten Bodenwassergehalten auf Intensivmonitoringflächen positiv auf die Modellgüte auswirkten. So wurde einerseits bei Niederschlagsereignissen infiltrierendes Wasser in mit zunehmender Tiefe exponentiell abnehmenden Anteilen auf die Bodenschichten verteilt, die sich oberhalb einer Tiefe von 2/3 der maximalen Durchwurzelungstiefe befinden. Des Weiteren wurde der Anteil des nach unten gerichteten Wassertransports entlang präferentieller Fließwege auf 30 % gesetzt.

Als weitere Variablen wurden aus den Kopfdaten der BZE II die geografische Breite, die Hangneigung und die Exposition übernommen, die den Strahlungshaushalt eines Standorts

bestimmen. Ein möglicher Grundwassereinfluss wurde in den Simulationen nicht berücksichtigt; grundwasserbeeinflusste Profile (Profile mit rezentem Gr-Horizont) werden bei den weiteren Auswertungen aus diesem Grund ausgeschlossen.

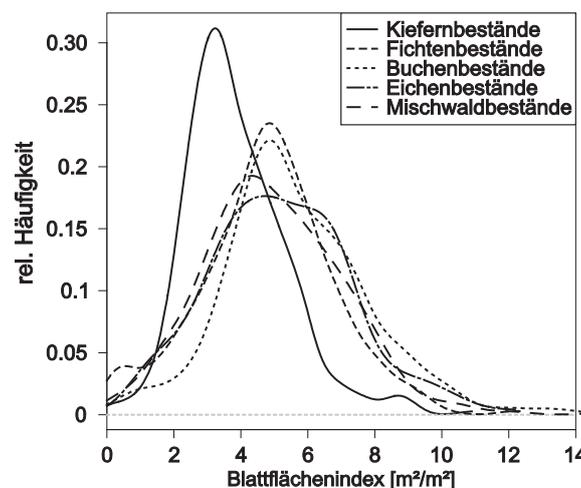
### 10.3.1.2 Vegetationsparametrisierung

Bei der Parametrisierung der Vegetation wurden zwei unterschiedliche Ansätze gewählt. In einem ersten Ansatz wurden Standardparametersätze für eine theoretische Bestockung definiert, die die oberirdischen Charakteristika (LAI, Rindenflächenindex und Bestandshöhe) typischer ausgewachsener Buchen-, Eichen-, Fichten-, Kiefern- und Mischwaldbestände im Modell repräsentieren, um den räumlichen und zeitlichen Einfluss von Boden und Klima auf den Wasserhaushalt zu untersuchen. Diejenigen Modellparameter, in denen sich die Bestockungen unterscheiden, sind in Tabelle I-10-5 aufgeführt. Welche theoretische Bestockung zum Einsatz kommt, wurde anhand der in den BZE II-Kopfdaten enthaltenen Informationen zum Bestandstyp festgelegt. Für nicht näher spezifizierte Laubwaldbestände wurden Buchenbestände angenommen, Fichtenbestände für nicht näher spezifizierte Nadelbaumbestände.

In einem zweiten Ansatz wird der Einfluss der realen Bestockung (durch Schätzung von LAI, Rindenflächenindex und Bestandshöhe) an den BZE-Punkten in die Simulationen einbezogen, um neben den mit der theoretischen Bestockung generierten Ergebnissen realistische Wasserhaushaltsgrößen zu erhalten. Die Modellergebnisse dieser zweiten Modellanwendung werden als Jahreswerte anderen Auswertungsgruppen zur Verfügung gestellt und können beispielsweise dazu verwendet werden, Nährstoffausträge mit dem Sickerwasser zu berechnen und so Nährstoffbilanzen zu erstellen. Zur Herleitung des Rindenflächenindex (SAI) aus den Einzelbaumdaten der harmonisierten Bestandsinventur (HBI) wurden die allometrischen Funktionen von Hammel & Kennel (2001) verwendet, die zwischen Laub- und Nadelbäumen unterscheiden. Zur Schätzung des LAI aus Bestandsdaten kamen je nach Baumart unterschiedliche Schätzfunktionen zum Einsatz. Zur Schätzung der Blattflächen von Kiefern und Lärchen wurde von Ahrends *et al.* (2010b) ein Streufallmodell in das Schätzmodell von Law *et al.* (2001) implementiert und mit den Regressionskoeffizienten nach Ahrends *et al.* (2010a) parametrisiert. Die Blattflächen von Buchen, Eichen und anderen Laubbäumen wurden mit den Biomassefunktion von Weis *et al.* (2012) geschätzt, die von Fichten, Tannen und Douglasien mit der allometrischen Funktion von Hammel & Kennel (2001), welche auf einer Reanalyse der von Burger (1935) bis (1953) veröffentlichten Blattmasse-Daten beruhen. Anschließend wurden die so geschätzten Blattflächen der Einzelbäume aufsummiert und der LAI berechnet. Die Häufigkeitsverteilung der LAI-Schätzungen ist in Abbildung I-10-8 getrennt nach Bestockungstypen (aus BZE-Kopfdaten) dargestellt.

Abgesehen von den oberirdischen Bestandseigenschaften wurden in beiden Modellanwendungen (theoretische Standardbestände und reale Bestockung) dieselben Modelleinstellungen und Parameter verwendet. Die Wahl der Modellparameter und Modelleinstellungen beruht dabei direkt auf den Empfehlungen von Federer *et al.* (2003) (Albedo, Lichtextinktions-

koeffizient, maximale Stomataleitfähigkeit, Interzeptionsraten und Interzeptionskapazitäten), sowie den Empfehlungen von Hammel & Kennel (2001) (Dauer der Laubaustriebs- und Laubfallphasen). Die Zeitpunkte des Blattaustriebs im Frühjahr und des einsetzenden Laubfalls im Herbst wurden für die BZE-Plots dynamisch nach den in Hammel & Kennel (2001) beschriebenen Verfahren bestimmt. Dabei wurde ungeachtet der tatsächlichen vorherrschenden Baumart für jeden BZE-Plot der Blattaustrieb mit dem Parametersatz „*Picea abies*“ berechnet, da sich anhand phänologischer Beobachtungen gezeigt hat, dass die einzelnen Parametersätze für verschiedene Baumarten nicht deutschlandweit anwendbar sind.



**Abb. I-10-8: Dichteplots der aus den Einzelbaumdaten geschätzten Blattflächenindex-Werte an BZE-Plots, getrennt nach Bestockungstypen.**

Da an den BZE-Plots keine Wasserhaushaltsmessungen vorliegen (z.B. Bestandsniederschlag, Matrixpotenzial oder Bodenwassergehalt), kann keine direkte Validierung der Wasserhaushalts-simulation erfolgen. Modellanwendungen von LWF-Brook90 auf Intensivmonitoringflächen und der Vergleich mit dort erhobenen Zeitreihen haben jedoch gezeigt, dass die Modellierungen mit den verwendeten Einstellungen und Parametern (LAI, SAI, Bestandshöhe) zufriedenstellende Ergebnisse erzielen (unveröffentlichte Daten). Auch der Vergleich der modellierten Sickerwassermengen unter Standardbestockung mit Werten aus dem hydrologischen Atlas Deutschland zeigte keine systematischen Abweichungen. Daher kann davon ausgegangen werden, dass die verwendeten Modelleinstellungen sinnvolle Abschätzungen der Wasserhaushaltsgrößen und Trockenstressindikatoren liefern, in denen sich physikalisch und physiologisch begründete Einflüsse von Klima, Boden- und Bestandseigenschaften widerspiegeln.

**Tab. I-10-5: Modellparameter, in denen sich die Modellbestände voneinander unterscheiden.**

Parameter	Kiefer	Fichte	Buche	Eiche	Mischwald	Einheit	Beschreibung
MAXHT	22	32	30	30	32	m	Bestandsoberhöhe
MAXLAI	4,5	6	6	4,5	6	m <sup>2</sup> m <sup>-2</sup>	Maximaler Blattflächenindex
SAI	1	1	1	1	1	m <sup>2</sup> m <sup>-2</sup>	Rindenflächenindex
WINLAIFRAC	0,8	0,8	0,0	0,0	0,4	-	Relative Belaubung außerhalb der Vegetationszeit
LWIDTH	0,004	0,004	0,06	0,06	0,01	m	Blattbreite
ALB	0,14	0,14	0,18	0,18	0,16	-	Albedo
ALBSN	0,14	0,14	0,23	0,23	0,21	-	Schnee-Albedo

### 10.3.1.3 Ergebnisaufbereitung

Die modellierten Tageswerte von Grundwasserneubildung (*GWR*), Evapotranspiration (*ET*), aktuelle Transpiration ( $T_a$ ), Interzeptionsverdunstung (*I*) und Bodenevaporation (*E*) wurden für die weitere Auswertung zu Jahressummen und Summen über die dynamische Vegetationszeit aggregiert. Zudem wurden verschiedene Trockenstressindikatoren abgeleitet, welche Einschränkungen in der Wasserverfügbarkeit quantifizieren. Ein weitverbreiteter Indikator ist der relative Wassergehalt (*RW*) als das Verhältnis von aktueller Bodenwasserspeicherung  $S_t$  zur Bodenwasserfüllung bei FK  $\theta_s$ :  $RW = S_t / FK$ . Die relative pflanzennutzbare Speicherfüllung (relative extractable water, *REW*) ist das Verhältnis von aktuell pflanzenverfügbar gespeichertem Wasser ( $S_p = S_t - PWP$ ) zu maximal nutzbarer Wasserspeicherung im Wurzelraum, welche hier der nFK gleichgesetzt wurde:  $REW = S_p / nFK$ . Aus den tiefendiskreten Ergebnissen der LWF-Brook90-Modellierungen wurden Werte für  $S_t$ ,  $S_p$ , *RW* und *REW* für die folgenden Tiefenstufen aggregiert: 0-10 cm Mineralbodentiefe ( $S_{t,010}$ ,  $S_{p,010}$ ,  $RW_{010}$ ,  $REW_{010}$ ), 10-30 cm, 30-60 cm, 60-90 cm, 0-100 cm und für den effektiven Wurzelraum (*WReff*, Kap. 10.3.1.1). Aus den Tageswerten der Trockenstressindikatoren wurden dann Mittelwerte über die dynamische Vegetationszeit gebildet, um so die mittlere Wasserverfügbarkeit der einzelnen Jahre zu beurteilen.

Ein weiterer häufig verwendeter Indikator für Wassermangel ist die Differenz bzw. der Quotient aus aktueller ( $T_a$ ) und potentieller Transpiration ( $T_p$ ). Ein Absinken von  $T_a$  unter  $T_p$  wird in LWF-Brook90 durch eingeschränkte Wasserverfügbarkeit im Wurzelraum verursacht. Das Verhältnis  $T_a / T_p$  (Transpirations-Index, *Tratio*) deutet daher mit Werten  $< 1$ , die Differenz  $T_p - T_a$  (Transpirationsdifferenz, *Tdiff*) mit Werten  $> 0$  auf Wassermangel im Wurzelraum hin. Die Transpirationsdifferenz kann zusätzlich auf 100 Tage Vegetationszeit normalisiert werden um die Vergleichbarkeit von Standorten zu gewährleisten, die große Unterschiede in der Dauer der Vegetationszeit aufweisen.

Aus den Jahres- und Vegetationszeitsummen der Wasserflüsse und den Trockenstressindikatoren wurden einerseits Verteilungsstatistiken (Mittelwert, Median, Quartile, Minimum, Maximum)

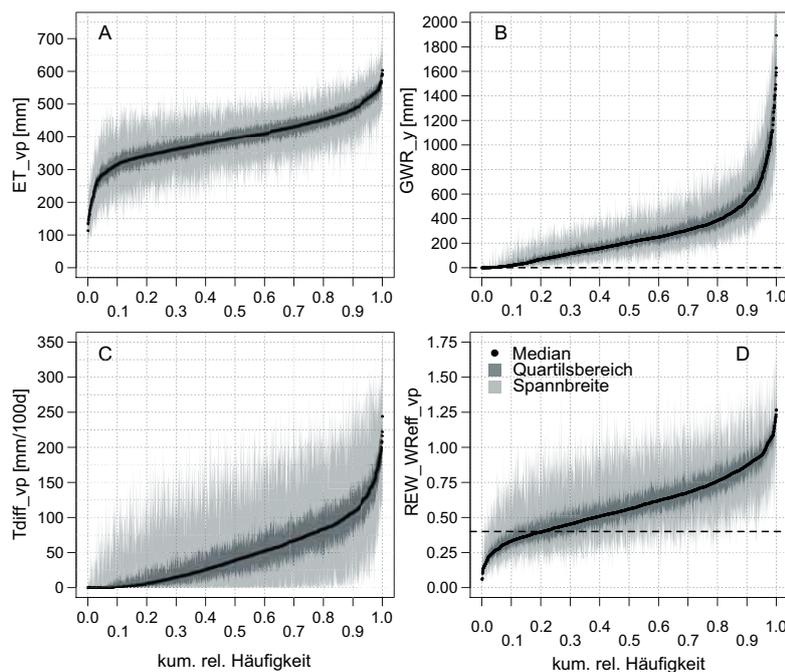
über den Zeitraum 1981-2010 für jeden Plot zur räumlichen Darstellung berechnet. Andererseits wurde für jeden BZE-Plot die relative Abweichung der Jahreswerte zum langjährigen Mittelwert des Zeitraums 1961-1990 berechnet, um mithilfe von Verteilungsstatistiken (Median, Quartile, 90. und 10. Perzentil für jedes Jahr über alle BZE-Plots) zeitliche Veränderungen zu untersuchen.

### 10.3.2 Ergebnisse

Abbildung I-10-9 zeigt Verteilungsstatistiken der mit der Standardbestockung modellierten Evapotranspirationsmenge während der Vegetationsperiode ( $ET_{vp}$ , Abb. I-10-9a), der Jahressumme der Grundwasserneubildung ( $GWR_y$ , Abb. I-10-9b), der Summe der Transpirationsdifferenz pro 100 Tage Vegetationszeit ( $Tdiff_{vp}$ , Abb. I-10-9c) und der mittleren relativen pflanzenverfügbaren Bodenwasserspeicherfüllung während der Vegetationszeit ( $REW_{WReff_{vp}}$ , Abb. I-10-9d) an den BZE II-Plots. Dargestellt ist die kumulative Häufigkeitsverteilung der Mediane, sowie die zugehörigen Spannweiten und Quartile der einzelnen Jahreswerte an BZE II-Plots für den Zeitraum von 1981-2010. Die räumliche Verteilung der Mediane dieser Größen ist in Abbildung I-10-10 in Kartenform dargestellt.

Aus Abbildung I-10-9a wird ersichtlich, dass die mittlere während der Vegetationszeit realisierte Evapotranspiration für ca. 85 % der BZE-Plots im Bereich von 300-500 mm liegt. Dabei treten vor allem bei Plots mit geringerer mittlerer Verdunstung extreme Schwankungen von bis zu 300 mm zwischen den Jahren auf. In der Hälfte der Jahre liegt die Schwankung jedoch bei unter 60 mm, der mittleren Differenz zwischen oberem und unterem Quartil über alle Plots. Knapp 10 % der BZE-Plots zeigen mittlere Evapotranspirationsraten von mehr als 500 mm (Abb. I-10-9a), diese befinden sich in den bayrischen Jungmoränen- und Molassegebieten und den Voralpengebieten (Abb. I-10-10a; blaue und blaugrüne Punkte). Ebenfalls hohe Verdunstungsraten von mehr als 450 mm finden sich an den Westabdachungen von Schwarzwald, Pfälzerwald, Odenwald und im Bergischen Land. Die genannten Gegenden sind einerseits sehr niederschlagsreich, andererseits aber auch warm mit hohen potentiellen Verdunstungsraten, die in langen Vegetationszeiten zum Tragen kommen. Die niedrigsten Evapotranspirationsraten zeigen kein so ausgeprägtes geografisches Muster. Zwar sind einige Regenschattengebiete (Nordöstliche Harzvorländer, Altmark, Hessisches Schiefergebirge) erkennbar und es scheint, dass nach Norden hin BZE-Plots mit weniger als 350 mm Evapotranspiration (gelbe, orange und rote Punkte) zunehmen. Jedoch treten mehr oder weniger überall verstreut Plots mit sehr geringen mittleren Evapotranspirationsraten von weniger als 250 mm auf. Bei diesen Plots ist die aktuelle Transpiration aufgrund von hohen Skelettgehalten und/oder geringer Durchwurzelungstiefe in jedem Jahr stark eingeschränkt. Abgesehen von diesen Standorten folgt die mittlere Evapotranspiration einer Wechselwirkung von Niederschlag und Temperatur, wodurch räumliche Muster undeutlich werden. So kann beispielsweise ein Standort im kühl-feuchten Hochsauerland (Niederschlag/Temperatur während der Vegetationszeit: 13 °C/420 mm), dessen Evapotranspiration eher durch geringe potentielle Transpirationsraten begrenzt ist, im Mittel dieselbe, vergleichsweise geringe Gesamtverdunstung von unter 350 mm aufweisen wie ein in im Sommerhalbjahr

warm-trockener Wald (16,5 °C/250 mm) in Brandenburg, bei dem die Verdunstungsrate eher durch geringe Niederschläge und Bodenwasserspeicherkapazität begrenzt ist. Die Transpirationsdifferenz (Abb. I-10-10c) ermöglicht es festzustellen, ob die Verdunstung eines Standorts durch Wassermangel begrenzt ist. So liegt die Transpirationsdifferenz im südlichen Brandenburg bei durchschnittlich 70-100 mm, im Hochsauerland wie den Hochlagen der sonstigen Mittelgebirge und in Meeresnähe bei unter 5 mm pro 100 Tage Vegetationszeit. Insgesamt gesehen ist die Transpirationsdifferenz durch eine sehr große Spannweite gekennzeichnet (Abb. I-10-9c), die verdeutlicht, dass es in Trockenjahren prinzipiell auf allen Plots zu Wassermangel kommen kann, in denen der Wasserbedarf der Vegetation nicht mehr vollständig aus dem Bodenwasservorrat gedeckt werden kann. Standorte, deren Median der Transpirationsdifferenz bei über 50 mm/100 d liegt, gelten dabei bereits als mäßig trocken und sind für den reinen Fichtenanbau ungeeignet (Falk *et al.* 2008). Dies trifft für etwa 40 % aller BZE-Plots zu (Abb. I-10-9c), wobei der mit Abstand größte Anteil der durch die Transpirationsdifferenz als „trocken“ ausgewiesenen Standorte Kiefern- und Eichenwälder sind.



**Abb. I-10-9: Verteilungsstatistiken von aktueller Evapotranspiration während der Vegetationszeit (a), jährlicher Grundwasserneubildung (b), Transpirationsdifferenz (c) und mittlerer relativer pflanzenverfügbarer Bodenwasserspeicherfüllung während der Vegetationszeit (d) für den Zeitraum 1981-2010; Modellierung mit Standardbeständen.**

Etwa 20 % der BZE-Plots zeigen eine mittlere jährliche Grundwasserneubildung von unter 100 mm (Abb. I-10-9b), 5 % der Plots haben keine nennenswerte Grundwasserneubildung. Der Median liegt dort bei 0 mm, was bedeutet, dass unter der angenommenen theoretischen Bestockung mindestens in der Hälfte der Jahre von 1981-2010 überhaupt keine Grundwasserneubildung stattgefunden hat. Für den Großteil der Plots liegt die jährliche Grundwasserneubildung

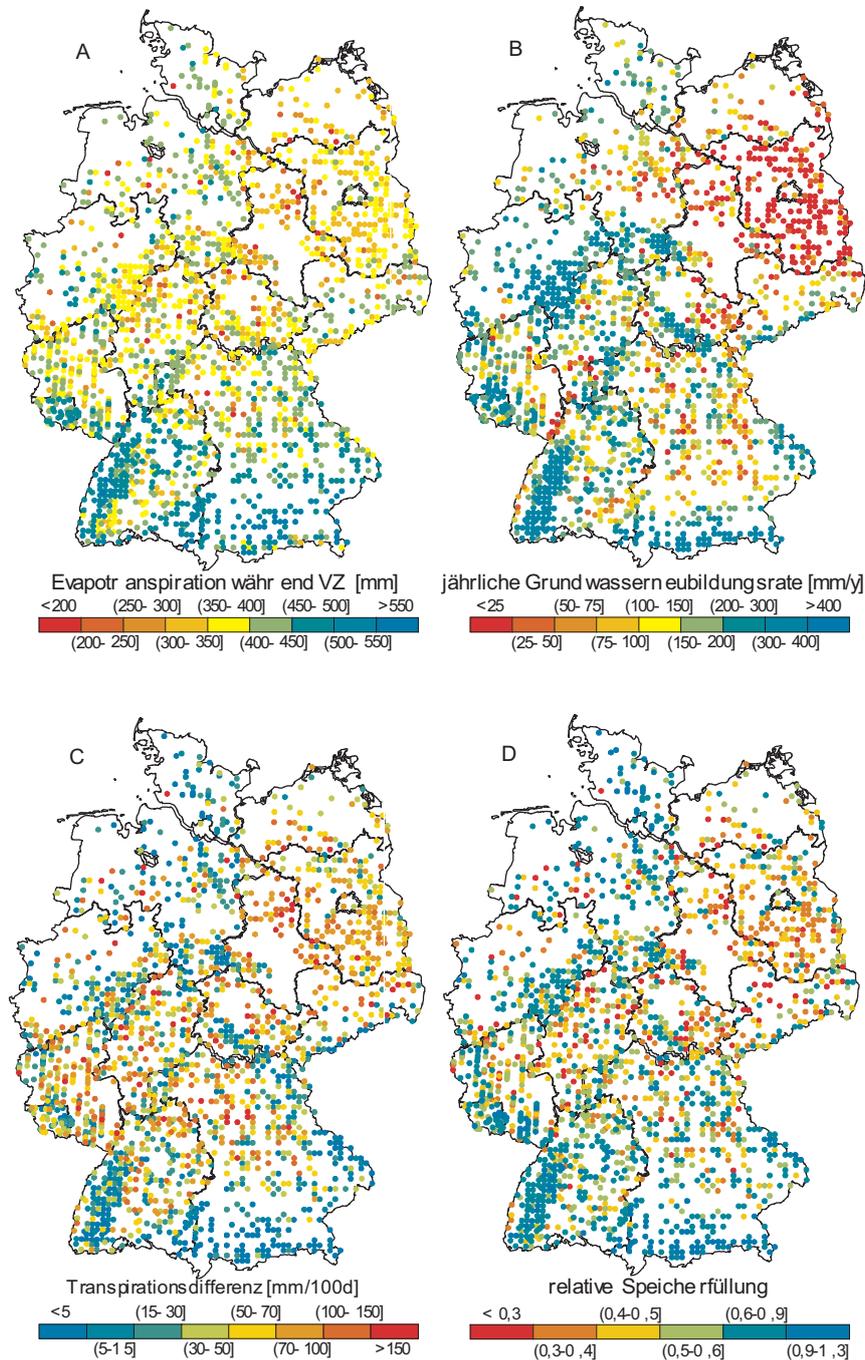
bei 50-400 mm, in Extremjahren kann jedoch auch dort die Grundwasserneubildung stark zurückgehen oder gar gänzlich ausbleiben. Auf etwa 10 % der Plots erreicht der mittlere Abfluss mehr als 500 mm jährlich; er kann im Extremfall in einzelnen Jahren bis zu 2400 mm betragen, wenn sich beispielsweise an niederschlagsreichen Standorten im Hochgebirge Schnee akkumuliert und im Frühjahr abtaut. Während die in der Vegetationszeit realisierte Evapotranspiration vor allem ein Produkt aus Temperatur und Niederschlag ist, folgt die Grundwasserneubildung deutlich der Niederschlagsverteilung (Abb. I-10-10b). Plots mit mehr als 400 mm jährlicher Grundwasserneubildung befinden sich fast ausnahmslos in den niederschlagsreichen Hochlagen. Große Gebiete mit sehr geringer (< 25 mm) Grundwasserneubildung befinden sich vor allem in Brandenburg und Sachsen-Anhalt, kleinere Gebiete sind in Ostthüringen, Südhessen und im Rhein-Neckar-Gebiet verortet (Abb. I-10-10b), welche die Gegenden mit den geringsten Niederschlägen sind.

Abbildung I-10-9d zeigt die kumulative Häufigkeitsverteilung der mittleren pflanzenverfügbaren Bodenwasserspeicherfüllung im Wurzelraum während der Vegetationszeit. Es wird deutlich, dass die BZE-Plots eine große Spannbreite aufweisen. So haben ca. 10 % der Standorte mittlere pflanzenverfügbare Speicherfüllungen von mehr als 90 % der nFK. Auf diesen Standorten sorgen einerseits Bodenhorizonte mit geringer Wasserleitfähigkeit dafür, dass sich infiltrierendes Wasser im Wurzelraum aufstaut und so die FK regelmäßig überschritten wird. Andererseits sind es hohe Niederschlagsmengen, die dafür sorgen, dass die Wasserbilanz auch während der Vegetationszeit positiv ist und so die Transpirationsverluste regelmäßig durch ergiebige Niederschläge ausgeglichen werden. Auf etwa 20 % der BZE-Plots hingegen sank die mittlere pflanzenverfügbare Wasserspeicherung in mindestens der Hälfte, bei 10 % der BZE-Plots in dreiviertel der Jahre des Zeitraums 1981-2010 unter 40 % des Maximalwerts. Eine Unterschreitung dieses Schwellenwerts (eingezeichnet als Referenzlinie in Abbildung I-10-9d) wird von Bréda & Granier (1996) als Wassermangel interpretiert, und tritt in dem Ausmaß vor allem an BZE-Plots auf, die einerseits während der Vegetationszeit geringe Niederschlagsmengen erhalten, oder deren pflanzenverfügbare Bodenwasserspeicherkapazitäten andererseits durch hohe Skelettanteile oder geringe Durchwurzelungstiefen begrenzt sind. Solche BZE-Plots befinden sich vor allem in Teilen Brandenburgs, Thüringens und Sachsen-Anhalts, aber auch verstreut in den Mittelgebirgen auf besonders flachgründigen Standorten. Bei den meisten BZE-Plots tritt Wassermangel nur in Trockenjahren auf, der Granier-Schwellenwert von 40 % wird jedoch bei ca. 70 % der BZE-Plots während des Zeitraums 1981-2010 mindestens in einer Vegetationsperiode unterschritten.

## 10.4 Ableitung des Trockenstressrisikos

Die Wahrscheinlichkeit der Unterschreitung von baumphysiologisch relevanten Grenzwerten der Bodenwasserverfügbarkeit, wie dem Schwellenwert nach Bréda & Granier (1996), ist ein wesentlicher Indikator zur Vorhersage von durch den Klimawandel verursachten Baumschäden. Die Ergebnisse der Simulationen mit LWF-Brook90 werden im Folgenden zu verschiedenen Kennwerten für Wassermangel aggregiert und mit dem an BZE-Punkten beobachteten Baumwachstum verknüpft (Kap. 10.4.2). Ergänzende Fallstudien werden herangezogen, um neben wachstums-

relevanten Grenzwerten für Trockenstress auch Aussagen zu letalem Trockenstress treffen zu können (Kap. 10.4.3).



**Abb. I-10-10: Medianwerte der aktuellen Evapotranspiration während der Vegetationszeit (a), der jährlichen Grundwasserneubildung (b), der Transpirationsdifferenz während der Vegetationszeit (c) und der mittleren relativen pflanzenverfügbaren Bodenwasserspeicherfüllung während der Vegetationszeit (d) für BZE II-Plots im Zeitraum 1981-2010; Modellierung mit Standardbeständen.**

### 10.4.1 Kenngrößen für Wassermangel

Neben den in Kapitel 10.3.1.3 definierten Kenngrößen für Wassermangel wurden im Folgenden zusätzlich weitere Indikatoren abgeleitet, welche die Intensität und das Andauern von Perioden mit Wassermangel quantifizieren. Der Kennwert  $d_{REW_{CL}}$  gibt die Anzahl der Tage an, an denen ein bestimmter kritischer Wert (Critical Limit,  $CL_{REW}$ ) der relativen Bodenwasserfüllung ( $REW$ ) innerhalb der Vegetationsperiode unterschritten wird; die Wasserfehlmenge  $v_{REW_{CL}}$  gibt das Fehlvolumen unterhalb des Grenzwerts an:

$$v_{REW_{CL}} = \sum_{i=vegbeg}^{vegend} \begin{cases} S_{p,i}/nFK < CL_{REW} : 1 - (S_{p,i}/nFK)/CL_{REW} \\ S_{p,i}/nFK \geq CL_{REW} : 0 \end{cases} \quad (10-9)$$

$$d_{REW_{CL}} = \sum_{i=vegbeg}^{vegend} \begin{cases} S_{p,i}/nFK < CL_{REW} : 1 \\ S_{p,i}/nFK \geq CL_{REW} : 0 \end{cases} \quad (10-10)$$

Für die weiteren Auswertungen wurden drei verschiedene Grenzwerte getestet:  $CL_{REW} = 0,2, 0,4$  und  $0,6$ .

Analog dazu wurden schwellenwertbasierte Trockenstressindikatoren auch aus dem Transpirationsverhältnis nach folgenden Formeln berechnet:

$$v_{Tratio_{CL}} = \sum_{i=vegbeg}^{vegend} \begin{cases} T_a/T_p < CL_{Tratio} : 1 - (T_a/T_p)/CL_{Tratio} \\ T_a/T_p \geq CL_{Tratio} : 0 \end{cases} \quad (10-11)$$

$$d_{Tratio_{CL}} = \sum_{i=vegbeg}^{vegend} \begin{cases} T_a/T_p < CL_{Tratio} : 1 \\ T_a/T_p \geq CL_{Tratio} : 0 \end{cases} \quad (10-12)$$

Als Grenzwerte wurden dabei  $CL_{Tratio} = 0,8$  und  $CL_{Tratio} = 0,5$  verwendet.

Weitere Trockenstressindikatoren wurden aus den im Wurzelraum herrschenden Matrixpotenzialen abgeleitet. Hierfür wurde ein mit den Schichtmächtigkeiten gewichtetes mittleres Matrixpotenzial ( $\psi_w$ ) für den Wurzelraum berechnet und die während der Vegetationsperiode auftretenden Tage gezählt, an denen  $\psi_w$  unter einen Grenzwert  $CL_{\psi} = -1200$  hPa (von Wilpert 1991) sinkt sowie analog zu  $v_{REW_{CL}}$  eine „Fehlmenge“ (Integral der Matrixpotenzialzeitreihe unterhalb  $CL_{\psi}$ ) definiert:

$$v_{\psi_{CL}} = \sum_{i=vegbeg}^{vegend} \begin{cases} \psi_{wi} < CL_{\psi} : \psi_{CL} - \psi_{wi} \\ \psi_{wi} \geq CL_{\psi} : 0 \end{cases} \quad (10-13)$$

$$d_{\psi_{CL}} = \sum_{i=vegbeg}^{vegend} \begin{cases} \psi_{wi} < CL_{\psi} : 1 \\ \psi_{wi} \geq CL_{\psi} : 0 \end{cases} \quad (10-14)$$

Als Maß für einen möglichen Wasserüberschuss wurde die Menge der Tiefenversickerung unterhalb des Wurzelraums (*vrfln*) berücksichtigt. Neben den Output-Größen von LWF-Brook90 wurden auch verschiedene klimatische Größen auf ihren Einfluss auf das Dickenwachstum der Bäume untersucht: Lufttemperatur (Mittelwert *tmean*, Temperatursumme *tsum*, Minimum *tmin*), Anzahl Tage mit Überschreitung eines Temperaturschwellenwerts von 5, 10 oder 20 °C (*gdd5*, *gdd10*, *gdd20*) sowie zugehörige Temperatursummen (*tsum5*, *tsum10*, *tsum20*), Niederschlag (*prec*), Globalstrahlung (*globrad*), Grasreferenzverdunstung (*et0*), klimatische Wasserbilanz (*kwb*), Beginn, Ende und Länge der Vegetationsperiode (*vp\_start*, *vp\_end*, *vp\_dauer*). Für alle Größen wurden aus den Modellierungen Jahreswerte abgeleitet, die sich entweder als Mittelwerte/Summen des Gesamtjahrs (Variablenendung *\_y*), der mit LWF-Brook90 berechneten dynamischen Vegetationsperiode dieses Jahrs (*\_vp*), der Monate April-September oder der Monate Mai-Juli berechnen.

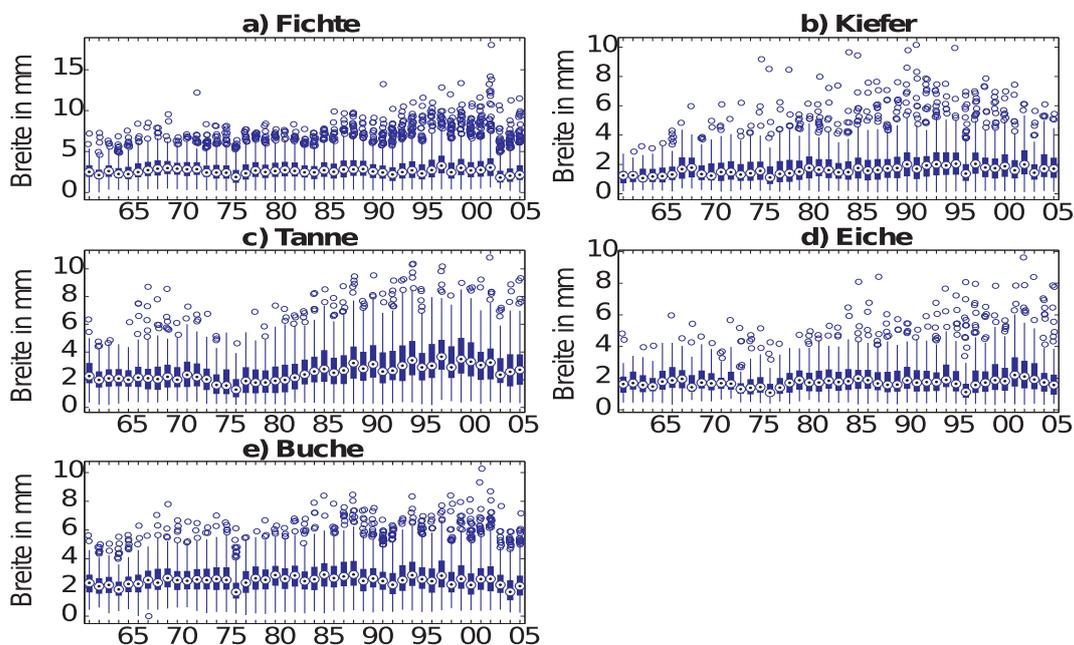
## 10.4.2 Reaktion des Dickenwachstums auf Trockenheit

Im Folgenden wird diskutiert, inwieweit die Bodenwasserverfügbarkeit das Dickenwachstum von Bäumen beeinflusst. Für diese Auswertung wurden an jedem BZE-Plot der Bundesländer Baden-Württemberg, Hessen, Niedersachsen, Bremen und Sachsen-Anhalt Bohrkerne an ein bis zwei Bäumen der jeweiligen Hauptbaumart gewonnen. Bohrkerne von Fichten liegen für 197 BZE-Plots vor, für Buche an 193, für Tanne an 30, für Kiefer an 174 und für Eiche (Stiel- und Traubeneiche) an 98 Plots. Der ganz überwiegende Teil dieser Plots befindet sich auf Braunerden (Tab. I-10-6); grund- und stauwasserbeeinflusste Böden wurden in die weitere Auswertung nicht einbezogen.

**Tab. I-10-6: Verteilung der gewonnenen Bohrkerne auf die verschiedenen Baumarten und Bodenklassen an den entsprechenden BZE-Plots.**

Bodenklasse		Anzahl Profile				
		Fi	Ta	Bu	Ki	Ei
A	Auenböden	0	0	1	0	1
B	Braunerden	108	21	91	77	43
C	Terrae calcis	9	0	12	1	1
D	Pelosole	5	1	2	0	2
G	Gleye	7	0	2	13	11
H	Naturnahe Moore	1	0	0	1	0
K	Erd- und Mulmmoore	0	0	0	1	1
L	Lessivés	14	0	24	4	8
P	Podsole	18	2	12	49	5
R	Ah/C-Böden	6	3	17	12	5
S	Stauwasserböden	25	3	28	12	17
V	Fersiallit./ferrallit. Paläoböden	0	0	1	0	1
Y	Terrestrische anthropogene Böden	4	0	3	4	3

Jahrringbreiten wurden in Baden-Württemberg jeweils für den gesamten Bohrkern bis zur Stammmitte vermessen, in den anderen Bundesländern liegen teilweise nur die letzten 15 Jahrringe vor der Probenahme (2006-2008) vor (Thormann 2014). Sämtliche weitere Auswertungen beziehen sich auf den Zeitraum 1961 (Beginn der LWF-Brook90-Modellierung) bis 2005. Neben den Zeitreihen der absoluten Jahrringbreiten wurden auch verschiedene wachstumstrendbereinigte und normierte Zeitreihen auf ihre Korrelationen zu Klima- und Wasserhaushaltsgrößen untersucht. In der Regel waren die Korrelationen zu den absoluten Jahrringbreiten am größten, weshalb im Folgenden nur auf diese eingegangen wird.



**Abb. I-10-11: Boxplots der Jahrringbreiten von Fichte, Tanne, Buche, Eiche und Kiefer über den Zeitraum 1961 bis 2005.**

Die Jahrringdaten wurden mit den Ergebnissen der Modellierung mit LWF-Brook90 sowie den weiteren klimatischen Größen verknüpft. Jedem Jahrring wurden hierfür insgesamt 134 verschiedene Klima- und Bodenwassergrößen für den entsprechenden BZE-Punkt und das entsprechende Jahr zugeordnet. Tabelle I-10-7 gibt einen Überblick über die Korrelationen zwischen

den Jahrringbreiten und den verschiedenen Klima- und Wasserhaushaltsgrößen; Größen, die für alle Baumarten nur geringe Korrelationen aufwiesen, wurden für eine bessere Übersicht weggelassen. Die Breiten der Jahrringe weisen insgesamt nur schwache unikausale Abhängigkeiten von Klima- und Wasserhaushaltsgrößen auf; in vielen Fällen sind diese Korrelationen aber statistisch signifikant. Zwischen den betrachteten Baumarten zeigen sich deutliche Unterschiede. So wirkt sich die Bodenwasserverfügbarkeit vor allem auf das Dickenwachstum der Buchen aus. Sowohl die absoluten Bodenwasserspeicherfüllungen ( $S_t$ ,  $S_p$ ) als auch die abgeleiteten Wassermangelindizes zeigen signifikante Zusammenhänge zu den Jahrringbreiten der Buche. Auch die Eiche zeigt eine Abhängigkeit von der Bodenwasserspeicherfüllung; im Vergleich zur Buche spielen hier aber die unteren Tiefenstufen (30-60 cm, 60-90 cm) eine größere Rolle. Die Korrelationen zu den Wassermangelindizes sind bei der Eiche in den meisten Fällen nicht signifikant; stattdessen scheint sie von einem häufigeren Wasserüberschuss zu profitieren, wie die vergleichsweise starke Korrelation zu den Werten der Tiefenversickerung nahelegt. Unter den Nadelbaumarten weist die Fichte die stärksten Korrelationen zwischen Jahrringbreiten und Bodenwasserspeicherung auf. Die Kiefer zeigt einen engeren Zusammenhang zu den Niederschlagssummen, während das Dickenwachstum der Tanne ein ausgeprägtes Temperatursignal enthält.

**Tab. I-10-7: Korrelationen (Pearson-Koeffizient) zwischen Jahrringbreiten und Kennwerten für Klima und Bodenwasserverfügbarkeit an den BZE-Plots; Signifikanz der Korrelationen: dunkelgrau =  $p < 0,001$ , hellgrau =  $p < 0,01$ , weiß = nicht signifikant; weiße Zahlen: Kovariable in Boosted Regression Trees; Variablenendung auf  $_y$ : Mittelwerte/Summen über Gesamtjahr,  $_vp$ : dynamische Vegetationsperiode aus LWF-Brook90.**

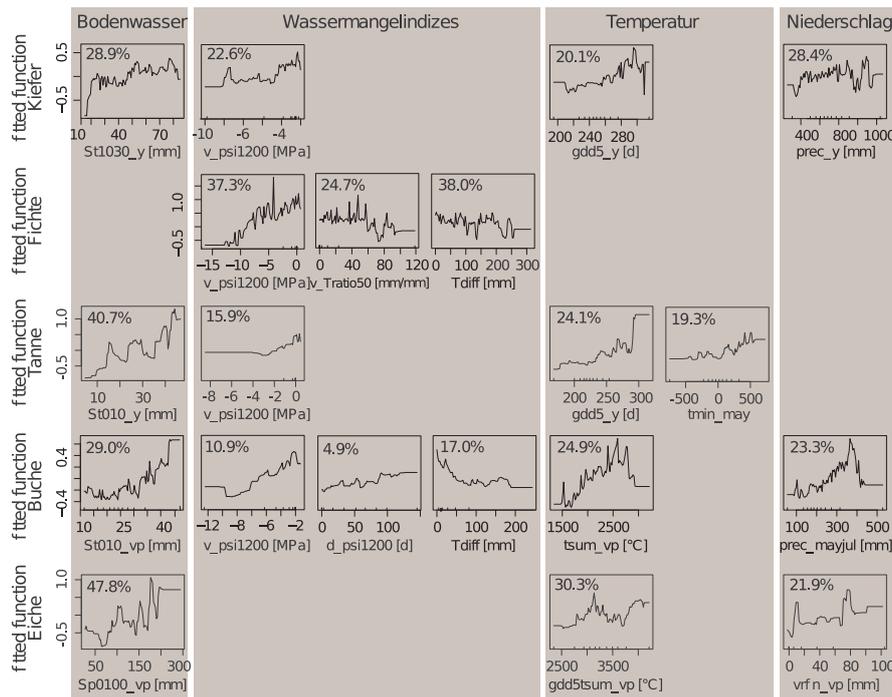
			Fichte	Kiefer	Tanne	Eiche	Buche
Lufttemperatur	Minimumtemperatur [°C]	tmin_may	0,054	0,079	0,137	0,178	0,112
	Mitteltemperatur [°C]	tmean_y	0,054	0,088	0,148	0,178	0,113
	Temperatursumme [°C]	tsum_vp	n.s.	0,063	0,139	0,179	0,138
	Anzahl Tage > 5 °C [d]	gdd5_y	0,074	0,105	0,165	0,166	0,107
	Schwellenwertsumme > 5 °C [°C]	gdd5_tsum_y	0,054	0,075	0,158	0,194	0,130
	Beginn der Veg.periode [Kalendertag]	vp_start	-0,060	-0,111	-0,145	-0,122	-0,108
	Länge der Vegetationsperiode [d]	vp_dauer	0,056	0,103	0,130	0,121	0,114
Wasserbilanz	Niederschlagssumme [mm]	prec_y	n.s.	0,139	n.s.	n.s.	0,049
	Niederschlagssumme [mm]	prec_vp	0,039	0,144	n.s.	n.s.	0,167
	Niederschlagssumme [mm]	prec_mayjul	0,036	0,118	n.s.	0,090	0,177
	Grasreferenzverdunstung [mm]	et0_vp	0,029	n.s.	0,151	n.s.	0,125
	Klimatische Wasserbilanz [mm]	kwb_vp	0,034	0,089	n.s.	n.s.	0,099
	Tiefenversickerung [mm]	vrfln_vp	n.s.	n.s.	-0,056	0,263	0,104

		Fichte	Kiefer	Tanne	Eiche	Buche
Bodenwasser	<b>Pflanzenverfügbares Bodenwasser [mm]</b> $S_{p0,100\_Y}$	n.s.	n.s.	n.s.	<b>0,289</b>	<b>0,127</b>
	Pflanzenverfügbares Bodenwasser [mm] $S_{p0,100\_vp}$	n.s.	n.s.	n.s.	0,323	0,140
	Pflanzenverfügbares Bodenwasser [mm] $S_{p0,10\_Y}$	-0,076	0,120	0,045	n.s.	0,106
	Pflanzenverfügbares Bodenwasser [mm] $S_{p0,10\_vp}$	-0,071	0,101	n.s.	n.s.	0,164
	Pflanzenverfügbares Bodenwasser [mm] $S_{p,1030\_Y}$	-0,071	0,070	n.s.	n.s.	0,089
	Pflanzenverfügbares Bodenwasser [mm] $S_{p,1030\_vp}$	-0,058	n.s.	n.s.	0,185	0,126
	Pflanzenverfügbares Bodenwasser [mm] $S_{p,3060\_Y}$	n.s.	0,038	n.s.	0,259	0,124
	Pflanzenverfügbares Bodenwasser [mm] $S_{p,3060\_vp}$	n.s.	n.s.	n.s.	0,280	0,121
	Pflanzenverfügbares Bodenwasser [mm] $S_{p,6090\_Y}$	0,039	n.s.	n.s.	0,314	0,097
	Pflanzenverfügbares Bodenwasser [mm] $S_{p,6090\_vp}$	0,033	n.s.	n.s.	0,285	0,098
	Gesamtes Bodenwasser [mm] $S_{t,0100\_Y}$	n.s.	0,051	0,071	0,203	0,119
	Gesamtes Bodenwasser [mm] $S_{t,0100\_vp}$	n.s.	0,042	0,067	0,228	0,126
	Gesamtes Bodenwasser [mm] $S_{t,010\_Y}$	-0,089	0,099	0,123	-0,131	0,157
	Gesamtes Bodenwasser [mm] $S_{t,010\_vp}$	-0,088	0,089	0,094	n.s.	0,192
	Gesamtes Bodenwasser [mm] $S_{t,1030\_Y}$	-0,078	0,105	0,071	-0,153	0,086
	Gesamtes Bodenwasser [mm] $S_{t,1030\_vp}$	-0,070	0,074	0,056	n.s.	0,108
	Gesamtes Bodenwasser [mm] $S_{t,3060\_Y}$	n.s.	n.s.	0,051	0,113	0,077
	Gesamtes Bodenwasser [mm] $S_{t,3060\_vp}$	n.s.	n.s.	0,054	0,127	0,073
	Gesamtes Bodenwasser [mm] $S_{t,6090\_Y}$	0,043	n.s.	0,068	0,360	0,112
Gesamtes Bodenwasser [mm] $S_{t,6090\_vp}$	0,039	n.s.	0,066	0,348	0,112	
Wassermangel	Anzahl Tage mit $\psi_w < -1200$ hPa [d] $d\_ \psi_{w1200\_vp}$	-0,043	-0,107	n.s.	-0,171	-0,157
	Fehlsumme des Matrixpotenzials bei $\psi_w < -1200$ hPa [MPa] $v\_ \psi_{w1200\_vp}$	0,078	0,119	0,066	n.s.	0,188
	Anzahl Tage mit REW < 0,4 [d] $d\_REW40\_vp$	-0,032	-0,083	n.s.	-0,151	-0,159
	Bodenwassersumme bei REW < 0,4 [mm] $v\_REW40\_vp$	-0,069	-0,111	-0,062	n.s.	-0,180
	Transpirationsquotient [mm mm <sup>-1</sup> ] $Tratio\_vp$	0,053	0,010	n.s.	n.s.	0,143
	Tratio-Summe bei $Tratio < 0,5$ [mm mm <sup>-1</sup> ] $v\_Tratio50\_vp$	-0,066	-0,101	n.s.	n.s.	-0,142
	Transpirationsdifferenz [mm] $Tdiff\_vp$	-0,068	-0,106	n.s.	n.s.	-0,155

Es zeigte sich, dass Mittelwerte über die effektive Wurzeltiefe im Vergleich zu Mittelwerten für BZE-Tiefenstufen bzw. die Standardtiefe 0-100 cm nicht stärker mit den Jahrringbreiten korreliert sind. Ebenso sind die aus den modellierten Bodenwassergehalten und Matrixpotenzialen abgeleiteten Wassermangelindizes nur teilweise stärker korreliert als die absoluten Bodenwasserspeicherwerte. Von den betrachteten Wassermangelindizes zeigt die Unterschreitung eines kritischen Matrixpotenzials im Wurzelraum ( $v\_ \psi_{w1200}$ ) die engsten Zusammenhänge zum Dickenwachstum;  $v\_ \psi_{w1200}$  ist außer für die Eiche mit den Jahrringbreiten aller anderen Baumarten hoch signifikant korreliert.

Aufbauend auf einer Vorauswahl möglicher erklärender Größen wurden BRTs erstellt, welche die Jahrringbreiten einer Baumart als Funktion von Klima und Bodenwassergrößen berechnen (zu den methodischen Grundlagen der BRTs, Kap. 10.2.2.1). Als Kovariablen in den BRTs wurden nur

solche Größen zugelassen, die eine statistisch signifikante Korrelation zur Jahrringbreite aufweisen und deren in den BRTs abgebildeter funktioneller Zusammenhang bodenkundlich und pflanzenphysiologisch sinnvoll und begründbar ist. Bei hoch korrelierten (Pearson-Koeffizient > 0,8) Kovariablen wurde nur die Kovariable im BRT belassen, die den größeren Beitrag zur erklärten Varianz des BRT hat. Die BRTs erklären zwischen 19,3 % (Fichte) und 61,6 % (Eiche) der Varianz in den gemessenen Jahrringbreiten. Die Erklärungsgüten der BRTs für Buche (35,1 %), Kiefer (37,1 %) und Tanne (26,0 %) sind ähnlich. Abbildung I-10-12 gibt einen Überblick über die in den BRTs berücksichtigten Kovariablen sowie deren relativen Einfluss auf die erklärte Varianz.



**Abb. I-10-12: Zusammenhang zwischen Modellvorhersage (y-Achse) und Kovariablen (x-Achse) der BRTs für die einzelnen Baumarten; Prozentangabe: Anteil der Kovariable an der durch das BRT erklärten Varianz in den Jahrringbreiten.**

Angaben zur Bodenwasserspeicherfüllung bzw. daraus abgeleitete Wassermangelindizes sind in allen BRT-Modellen als Kovariablen enthalten. Eine geringere Bodenwasserverfügbarkeit bzw. stärker ausgeprägte Trockenperioden führen erwartungsgemäß zu einem Absinken der Jahrringbreiten. Dieser Zusammenhang wird vor allem bei Fichte und Buche deutlich. Zusammen sind Kovariablen, die die Wasserverfügbarkeit beschreiben, für 48 % (Eiche) bis 100 % (Fichte) der durch die BRTs erklärten Varianz verantwortlich. Die Lufttemperatur ist, bis auf das Fichten-Modell, eine weitere wichtige Kovariable, wobei in den unteren Temperaturbereichen ein Anstieg der Jahrringbreite mit steigenden Temperaturen zu beobachten ist, während sich in höheren Temperaturbereichen bei allen Baumarten ein Abfallen bzw. ein Plateau der Jahrringbreiten zeigt. Der Niederschlag (Kiefer, Buche) bzw. die Tiefenversickerung (Eiche) sind weitere Kovariablen der BRTs.

### 10.4.3 Ermittlung der Trockenstresswirkung auf den Wasserverbrauch und das Wachstumsverhalten von Bäumen – ein Fallbeispiel

Im Kapitel 10.4.1 wurden Kennwerte des Wasserhaushalts zur Bewertung des Trockenstressrisikos ermittelt. Im weiteren Verlauf erfolgte die Anwendung der Trockenstressindikatoren zur Ermittlung der Auswirkungen abnehmender Bodenwasservorräte auf das Dickenwachstum unterschiedlicher Baumarten auf BZE-Plots. Wassermangel entsteht, wenn der Wasserbedarf der Pflanzen größer als die Wasserverfügbarkeit ist. Damit ergibt sich das Risiko aus den Wechselwirkungen zwischen der Pflanze, dem Boden und den meteorologischen Bedingungen. Dabei haben zwei Witterungswirkungen eine hohe Bedeutung:

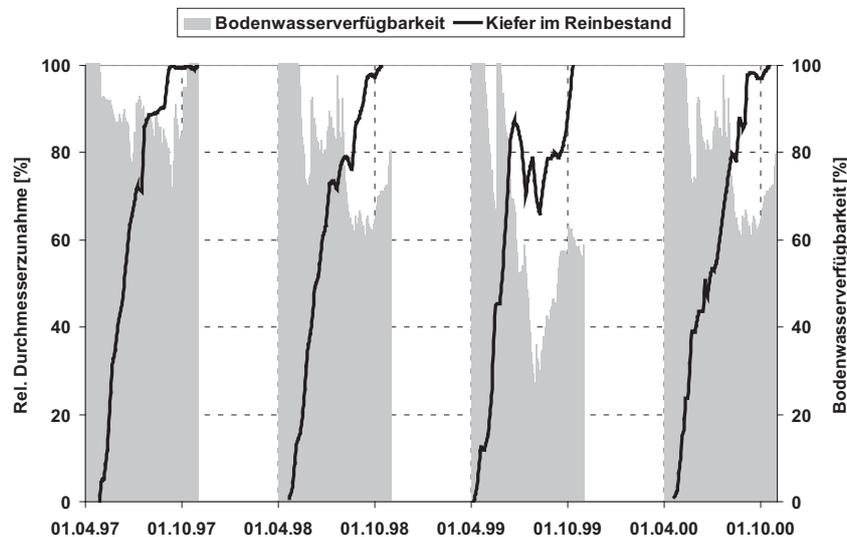
- Trockenheit mit Zuwachsmindernder Wirkung im Baumholzbestand
- Letale Trockenheit (Dürre) mit Absterbewirkung im Unterstand und der Naturverjüngung

In diesem Kapitel liegt der Schwerpunkt auf der Untersuchung des Ursachen-Wirkungsgefüges von unterschiedlicher Trockenheit auf Wasserverbrauch, Radialzuwachs und den physiologischen Prozessen im Zuge der Austrocknung. Im Fokus der Untersuchungen stehen junge Bäume, die besonders empfindlich gegen Trockenheit sind, weil sie mit ihren Wurzeln noch nicht die tieferen Bodenwasservorräte erreichen können.

#### 10.4.3.1 Hintergrund

Das nordostdeutsche Tiefland ist wegen seiner Niederschlagsarmut und der ausgeprägten Sommertrockenheit hervorragend für Untersuchungen zur Auswirkung von Trockenheit auf das Baumwachstum geeignet. So wurde auf grundwasserfernen Kieferbeständen der Einfluss unterschiedlicher Bodenwasserverfügbarkeit auf den Radialzuwachs von Bäumen ermittelt. Für Kiefernbestände im Baumholzstadium liegen Kurven der innerjährlichen Durchmesserentwicklung für mehrere aufeinanderfolgende Jahre mit unterschiedlichem Witterungsverlauf vor. Abb. I-10-13 zeigt die Abhängigkeit des Dickenwachstums von der REW im Oberboden. Demnach sind die Jahre 1997 und 2000 als für das Waldwachstum günstige Jahre zu werten. Bezüglich des verfügbaren Bodenwasservorrats bestanden keine wesentlichen Einschränkungen für die innerjährliche Durchmesserentwicklung. 1998, noch deutlicher 1999, traten mittsommerliche Trockenperioden auf. Die Bodenwasserverfügbarkeit in 0 bis 50 cm Bodentiefe sank 1999 auf unter 30 %. In direkter Folge stagnierte die Durchmesserentwicklung und es kam durch den eintretenden Wassermangel – offensichtlich durch die Dehydrierung des Stamms – sogar zur Durchmesserabnahme. Dabei reagiert die Kiefer sowohl im Reinbestand als auch im Mischbestand unmittelbar auf den Bodenwassermangel (Müller 2011). In den untersuchten Vegetationsformen der Kiefer verlangsamt sich unterhalb einer verfügbaren Bodenwassermenge im Oberboden von 60 % die Durchmesserzunahme, unter 40 % kommt sie zum Erliegen. Diese Ergebnisse sind typisch für die dominierenden Kiefernforsten der BZE-Plots der grundwasserfernen Sandstandorte des nordostdeutschen Tieflands. Die Frage, inwieweit die zunehmende

Bodenaustrocknung zum Absterben von Bäumen führt, konnte mit diesen Untersuchungen aber nicht beantwortet werden.



**Abb. I-10-13: Vergleich der innerjährlichen Durchmesserentwicklung der Kiefer im Reinbestand in Abhängigkeit von der Bodenwasserverfügbarkeit (REW) in 0-50 cm Bodentiefe.**

Das zukünftige Waldbild in Deutschland soll durch möglichst vielfältig strukturierte Mischbestände geprägt sein. Dies trifft auch für Brandenburg zu. Dabei ist zu prüfen, wie sich die im hiesigen Raum für das Waldwachstum häufig als limitierend erweisenden hydrologischen Bedingungen bei Unterbau von Kiefer verändern und wie der begrenzte Bodenwasservorrat das Wachstum und die Mortalität der unterbauten Baumart beeinflusst. Vor diesem Hintergrund wurden für die Untersuchung des Einflusses zunehmender Bodenaustrocknung auf den Wasserverbrauch und das Wachstum kleiner Buchen und Eichen spezielle wägbare Lysimeter (WKL) genutzt (Müller & Seyfarth 1999). Die WKL haben eine Oberfläche von 1 m<sup>2</sup> und sind 1,8 m tief. Der Wasserverbrauch der Bäume kann durch den Einsatz von Wägezellen für die Erfassung der Bodenfeuchteänderung im Monolith und der ausfließenden Sickerwassermengen mit einer Genauigkeit von 0,1 mm bestimmt werden.

### 10.4.3.2 Trocken- und Austrocknungsversuch

Trockenversuch: Die WKL wurden zur Untersuchung der Auswirkung unterschiedlicher Trockenheit auf das Wachstum und den Wasserhaushalt junger Eichen eingesetzt. Die WKL sind mit einem fahrbaren sensorgesteuerten Dach abgedeckt, das, wenn es regnet, über die Lysimeter fährt. Der Niederschlag für unterschiedliche Szenarien (Trocken- und Kontrollszenario) wird durch Bewässerung gegeben. Die Evapotranspiration der Eichen wird nach der Wasserhaushaltsgleichung ermittelt. Der auffallende Regen, die Feuchteänderung im Monolith und die Sickerwassermenge werden durch Wägung bestimmt. Zusätzlich wird die Bodenfeuchte im

Boden in acht Tiefen gemessen. Die Dynamik des Dickenwachstums wurde mit einem Mikrodendrometer erfasst. Im Kontrollscenario lagen die Bodenwasservorräte im gesamten Tiefenbereich immer zwischen 80 und 100 % nFK. Beim trockenen Szenario erfolgte die Bodenaustrocknung bis zu 30 bis 50 % der nFK. Ein Absterben der Bäume sollte nicht erreicht werden.

Austrocknungsversuch: In einem weiteren Experiment wurden WKL nach dem Blattaustrieb der jungen Buchen und Eichen mit einer Haube abgedeckt. Im Spätsommer reagierten die Buchen auf die Austrocknung mit dem Welken und Abwerfen der Blätter. Messtechnisch wurde die zunehmende Austrocknung begleitet durch die Messung der Bodenwasservorräte, die Erfassung der Dynamik des Dickenwachstums mit Mikrodendrometern und die Messung des pre-dawn-Blattwasserpotenzials mit einer „Scholanderbombe“.

### 10.4.3.3 Ergebnisse

Aus Tab. I-10-8 werden die Auswirkungen unterschiedlicher Bodenwasserversorgung auf die Evapotranspiration der Bäume und das Baumwachstum deutlich.

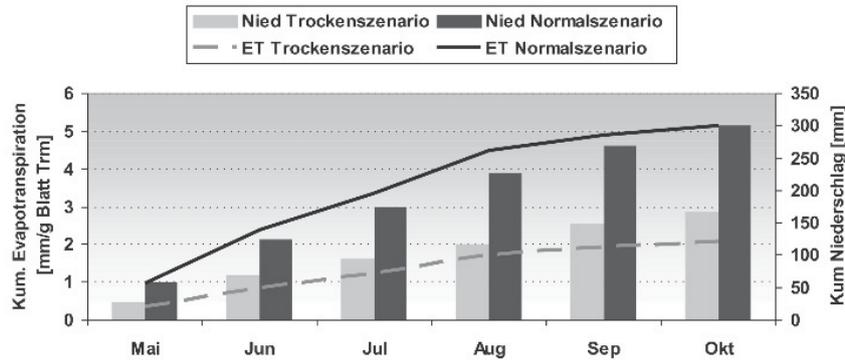
**Tab. I-10-8: Auswirkung der Bodenwasserversorgung auf die Transpirationsdifferenz und das Baumwachstum.**

Indikator		Kontrollscenario	Trockenszenario
Relative Bodenwasserverfügbarkeit von Mitte Mai bis Ende September	Tage unter 50 %	0	75
	Tage unter 40 %	0	24
Kumulative Transpirationsdifferenz von Anfang Mai bis Mitte September in mm		133	288
Durchmesserzunahme von Anfang Mai bis Ende September in mm		3,5	1,5

Die Abb. I-10-14 zeigt die in Tab. I-10-8 dargestellten Auswirkungen unterschiedlicher Bodenwasserversorgung auf die kumulative Evapotranspiration für ein Beispieljahr. Infolge der größeren Niederschlagsreduzierung beim Trockenszenario (55 % des Kontrollscenarios) kommt es zur Transpirationseinschränkung. Die Evapotranspiration beträgt im Betrachtungszeitraum nur 40 % des Kontrollscenarios. Bei vergleichbaren Temperatur- und Strahlungsverhältnissen bestimmen die verfügbaren Bodenwassermengen die Transpirationshöhe und somit die Wachstumsaktivität. Der Rückgang der Evapotranspiration ist verbunden mit der Reduzierung des Radialzuwachses (Abb. I-10-15).

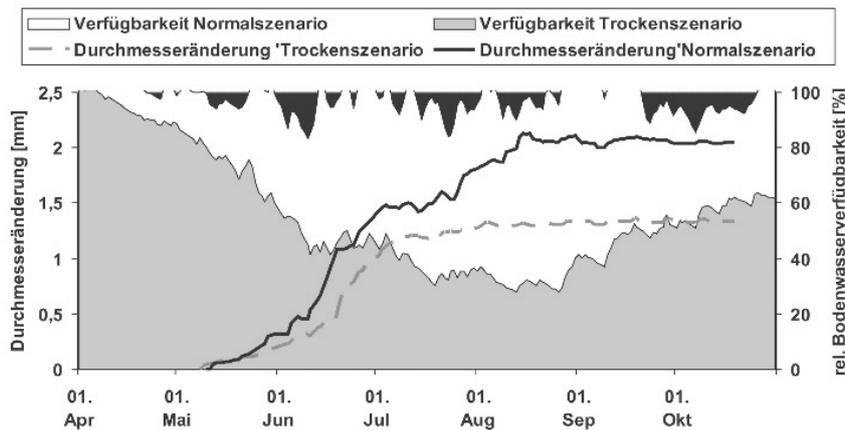
Abb. I-10-15 zeigt den innerjährlichen Gang der Durchmesseränderung in Abhängigkeit von der Bodenwasserverfügbarkeit (bis 50 cm Bodentiefe) für beide Szenarien. Die unterschiedliche Trockenheit führte zum differenzierten Verlauf der verfügbaren Bodenwassermengen in den Lysimetern. Beim Kontrollscenario liegen die Bodenwassermengen im Untersuchungszeitraum im Bereich von 80 bis 100 % der nFK. Beim Trockenszenario haben wir bis auf einen kleinen Zeitraum

Juni/Juli eine stetige Bodenwasserabnahme. Am Ende des Experiments liegt die REW kurzzeitig unter 30 %.



**Abb. I-10-14: Kumulative Evapotranspiration für beide Niederschlagszenarien von Mai bis Oktober.**

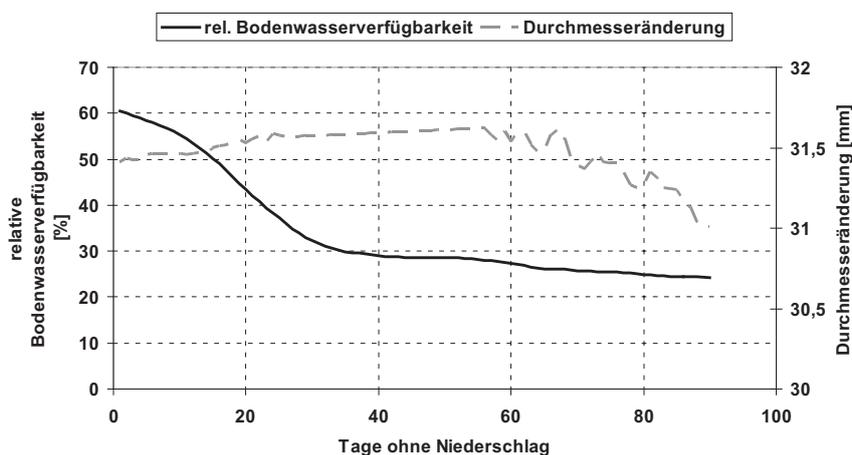
Die Bodenaustrocknung beeinflusst signifikant die Wachstumsaktivität. Beim Kontrollscenario mit nur geringer Austrocknung zeigt die Kurve einen typischen Verlauf, d.h. einen intensiven Radialzuwachs im Mai/Juni, danach geringeres, jedoch stetiges Radialwachstum bis Mitte August. Beim Trockenszenario verläuft die intensive Zuwachsphase im Juni flacher, steigt infolge der Niederschlagszufuhr an, um danach nach Bodenaustrocknung unter 40 % Verfügbarkeit abzufachen. Bereits Anfang Juli wird der Wachstumsendwert erreicht. Es kommt zur Einstellung und Reduktion des Wachstums. Bei Unterschreiten eines Schwellenwerts von 50 % Bodenwasserverfügbarkeit ist eine stärkere Reduzierung des Radialzuwachses zu erkennen.



**Abb. I-10-15: Innerjähriger Gang der Durchmesseränderung in Abhängigkeit von der Bodenwasserverfügbarkeit (bis 50 cm Bodentiefe) für beide Niederschlagszenarien.**

Mit dem Abdecken der Lysimeter und der Blattentfaltung an den Eichen ab Anfang Mai reduzierten sich die Bodenwassermengen in den Lysimetern stetig. Abb. I-10-16 zeigt den Verlauf der Durchmesserentwicklung in Abhängigkeit von der Bodenwasserverfügbarkeit. Es wird deutlich, dass oberhalb von 50 % Bodenwasserverfügbarkeit noch ein Dickenzuwachs erkennbar

ist, das sich unterhalb von 50 % verlangsamt und bei einer weiteren Abnahme der Bodenwassermengen stagniert. Nach 70 Tagen ohne Niederschlag kommt es zur Schrumpfung des Stamms und der Welkeprozess der Blätter setzt ein. Mit zunehmender Bodenaustrocknung reduziert sich die aktuelle Transpiration, das heißt durch die Stomataregulierung schützt sich der Baum vor dem „Verdursten“. Nach 90 Tagen Trockenheit liegt die Transpirationsdifferenz bei minus 230 mm.



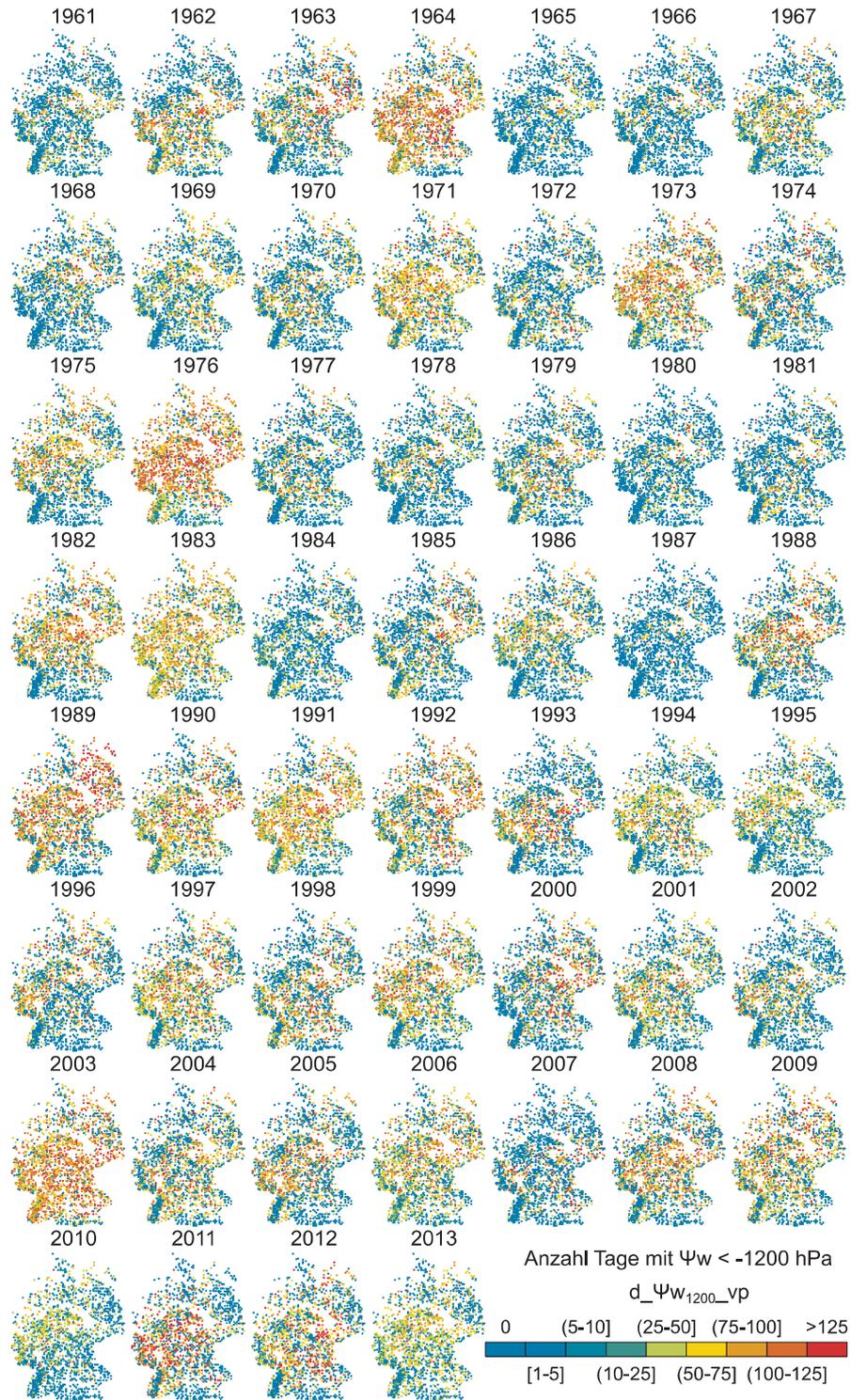
**Abb. I-10-16: Zusammenhang zwischen Dauer der Trockenheit, abnehmender Bodenwassermenge und Baumwachstum.**

### 10.4.4 Zukünftige Entwicklung von Trockenheit

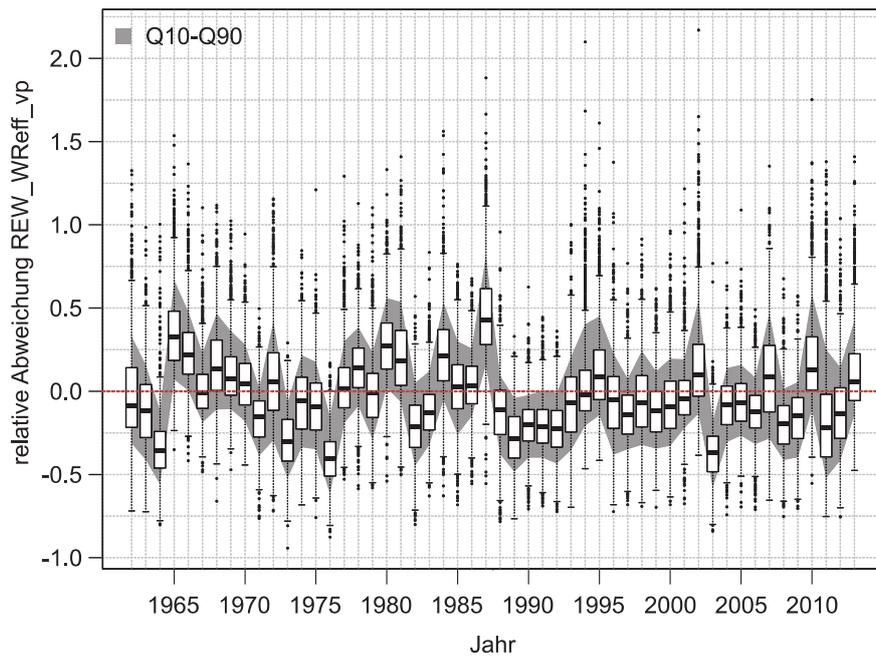
In Kapitel 10.4.2 wurde gezeigt, dass die Bodenwasserverfügbarkeit einen maßgeblichen Einfluss auf die Jahrringbreite der verschiedenen untersuchten Baumarten hat. Bis auf das BRT-Modell für die Eiche war  $v_{\psi_{W1200}_{vp}}$  (Formel 10-13), also das Ausmaß von Trockenperioden mit Matrixpotenzialen von weniger als  $-1200$  hPa im Wurzelraum, eine wichtige Kovariable in den BRT-Modellen aller Baumarten. Im Folgenden werden die Ergebnisse der LWF-Brook90-Modellierung (Kap. 10.3.1.3) im Hinblick auf die Raum-Zeit-Dynamik des Wassermangelindex  $d_{\psi_{W1200}_{vp}}$  dargestellt, der mit  $v_{\psi_{W1200}_{vp}}$  stark korreliert, im Gegensatz zu diesem jedoch in einer anschaulicheren Einheit (Anzahl der Unterschreitungstage während der Vegetationszeit) angegeben ist. Abb. I-10-17 zeigt für den Zeitraum 1961-2013 die Jahreswerte für  $d_{\psi_{W1200}_{vp}}$  an jedem BZE-Punkt, wobei rote Symbole intensiven Wassermangel und blaue Symbole unkritische Matrixpotenziale markieren. In extremen Trockenjahren (1976, 2003) wird an nahezu allen BZE-Punkten ein – teilweise sehr starkes und lang andauerndes – Unterschreiten der kritischen Bodenwasserspannung modelliert. In mittleren Jahren fällt ein ausgeprägtes räumliches Muster des modellierten Wassermangels auf. Bereiche mit besonders intensivem Wassermangel sind zum einen die grobbodenreichen Mittelgebirgslagen, in denen die aufgrund des hohen Steingehalts niedrige nFK schnell durch Pflanzentranspiration aufgezehrt ist, und zum anderen Regionen im Bereich des Regenschattens von Gebirgen (z.B. östlich des Harzes,

Thüringer Becken). Betrachtet man die Modellergebnisse für die einzelnen Jahre, so scheint das Jahr 1990 einen Wendepunkt in der Wasserversorgung der Bestände zu markieren (Kap. 10.3.1.3). Seit Beginn der 1990er Jahre häufen sich Jahre mit erhöhtem Wasserstress. So liegt unter den zehn Jahren mit der besten Wasserversorgung – also dem höchsten Anteil an Plots ohne Wasserstress ( $d_{\Psi_{w_{1200}_{vp}} = 0}$ ) – nur ein Jahr nach 1990. In der Dekade 1970-1979 liegt in vier der zehn Jahre der Median von  $d_{\Psi_{w_{1200}_{vp}}$  über alle Plots unter dem langjährigen Median, d.h. im Mittel über alle Plots sind vier der zehn Jahre überdurchschnittlich trocken. Dieser Wert ist für die Dekade 1980-89 besonders niedrig (drei von zehn Jahren) und steigt seitdem an (1990-1999: sieben von zehn Jahren, 2000-2009: sechs von zehn Jahren, 2010-2013 drei der vier Jahre). Neben der Zunahme besonders trockener Jahre zeigen die Modellergebnisse auch eine tendenzielle Abnahme der Varianz zwischen den BZE-Plots, was vor allem darauf zurückzuführen ist, dass normalerweise gut wasserversorgte Plots in der zweiten Hälfte der Simulationsperiode ebenfalls Trockenstress erfahren.

Die langfristige Entwicklung von Wassermangelperioden wird ebenfalls aus Abb. I-10-18 ersichtlich, in der die zeitliche Entwicklung der pflanzenverfügbaren Speicherfüllung ( $REW_{WReff_{vp}}$ ) im Wurzelraum als Verteilungsstatistik der relativen Abweichungen zum Referenzzeitraum 1961-1990 dargestellt ist. So können Jahre identifiziert werden, die in der Vegetationszeit gegenüber dem Referenzzeitraum überdurchschnittlich feucht oder trocken waren. Insgesamt zeigt sich auch hier, dass Vegetationszeiten mit unterdurchschnittlicher Wasserversorgung seit dem Ende der 1980er Jahre zugenommen haben. In den meisten Jahren seit 1989 liegt der Median im negativen Bereich, woraus ersichtlich wird, dass hier für die Mehrzahl der BZE-Plots im Vergleich zu 1961-1990 unterdurchschnittliche Speicherfüllungen verzeichnet wurden. In der Zeit von 1989 bis 1992 liegt sogar das 90. Perzentil im negativen Bereich, hier weisen also in vier aufeinanderfolgenden Vegetationsperioden 90 % der BZE-Plots eine unterdurchschnittliche Wasserversorgung auf. Ein Viertel der Plots hatte eine Speicherfüllung, die gegenüber dem Referenzzeitraum um mehr als 25 % geringer ausfiel. In den extremen Trockenjahren 1976 und 2003 zeigten sogar 75 % der BZE-Plots eine um mindestens 25 % niedrigere mittlere Speicherfüllung. Bei einem Viertel der Plots betrug die mittlere Speicherfüllung während der Vegetationszeit weniger als die Hälfte der mittleren Speicherfüllung im Zeitraum 1961-1990. Seit 1988 lagen die Mediane der pflanzenverfügbaren Speicherfüllung nur noch für die fünf Jahre 1995, 2002, 2007, 2010 und 2013 deutlich über dem Referenzwert der Periode 1961-1990, in 20 Jahren lag er deutlich darunter.



**Abb. I-10-17:** Aus LWF-Brook90-Modellierungen abgeleiteter Wassermangelindex  $d_{\Psi_w_{1200\_vp}}$  (Formel 11-14) als Indikator für die Unterschreitung eines kritischen Matrixpotenzials ( $CL\Psi = -1200 \text{ hPa}$ ) im Wurzelraum für die Jahre 1961-2013.



**Abb. I-10-18: Verteilungsstatistik (Mediane, Quartilsbereiche, 10. und 90. Perzentil) der pflanzenverfügbaren Bodenwasserspeicherfüllung in der Vegetationsperiode, dargestellt als relative Abweichung vom langjährigen Mittelwert des Zeitraums 1961-1990.**

## 10.5 Zusammenfassende Schlussfolgerungen

Durch die Aufarbeitung und Kombination von Boden-, Wurzel- und Bestandsparametern ist es gelungen, die Steuergrößen im Wasserhaushalt an den einzelnen BZE-Profilen verlässlich zu schätzen und auf dieser Basis das eindimensionale Wasserhaushaltsmodell LWF-Brook90 zu parametrisieren. Besonderes Augenmerk wurde darauf gelegt, mittels Bodeninformationen parametrisierte PTFs zur Schätzung bodenhydraulischer Eigenschaften zu bewerten und die für den außerordentlich heterogenen BZE-Datensatz am besten den gesamten Wertebereich abbildenden Funktionen zu identifizieren. Dafür wurde für die Schätzung der van Genuchten-Parameter die PTF nach DIN 4220 (2008-11) und für die Schätzung von FK, nFK und PWP die PTF von Wessolek *et al.* (2009) ausgewählt, obwohl, abgesehen von den Sanden, die PTF von Puhlmann & von Wilpert (2011) die besten und stabilsten Schätzungen in allen anderen Texturbereichen aufwies.

Eine ähnlich intensive Auswertung wurde hinsichtlich der Schätzung von relativen Wurzel-Tiefenverteilungen auf der Datenbasis der Wurzelschätzungen bzw. Wurzelzählungen an den BZE-Profilen durchgeführt. Es wurde ein multivariates BRT-Modell erstellt, das die Tiefenverteilung der Feinwurzeln (< 2 mm) befriedigend mit den Einflussgrößen BZE-Tiefenstufe, Humusgehalt, Trockenraumdichte, Hangneigung und nFK erklärt. Unerwartet war, dass kaum Abhängigkeiten vom Bestandstyp und dem Versauerungszustand (Basensättigungs-Tiefenprofil)

und nur eine schwache Abhängigkeit von der Bodensubstratgruppe bestanden. Das sind die Einflussgrößen, denen schulmäßig ein erheblicher Einfluss auf die Tiefendurchwurzelung zugesprochen wird. Eine mögliche Erklärung für das nicht hypothesenkonforme Durchwurzelungsverhalten könnte sein, dass die chemischen Standortseigenschaften durch Bodenversauerung so stark nivelliert sind, dass sowohl Baumarten als auch die Trophie der Standorte nicht mehr differenzierend auf die Feinwurzel-Tiefenprofile wirken und nur deutliche Unterschiede in Bodenphysik und -struktur (TRD, Hangneigung, nFK, C-Gehalt) zeichnen.

Auf der Basis dieser Eingangsgrößen wurden zwei Versionen von Wasserhaushaltsmodellierungen mittels LWF-Brook90 durchgeführt, die sich durch die Behandlung der Vegetationseigenschaften unterscheiden – eine Version wurde mit regional angepassten Standard-Bestandseigenschaften gerechnet (Buchen- Eichen-, Fichten- Kiefern- und Mischbestände), um auf die den Wasserhaushalt variierenden Bodeneigenschaften zu fokussieren. In einer zweiten Version wurden der LAI, die Rauigkeit der Rinde und die Bestandshöhe aus den am BZE-Punkt vorliegenden Bestandsinformationen abgeleitet, um den tatsächlich am BZE-Punkt auftretenden Trockenstress möglichst realistisch abzubilden. Alle Modellierungen wurden in Tagesauflösung durchgeführt, so dass aus den Modellläufen Zielgrößen wie Sickerwasseraustrag, Bodenwasservorratsänderung, Evapotranspiration etc. in Tagesauflösung oder gröber zur Verfügung stehen und für Anwendungen wie Sickerwasserprognosen für Schad- und Nährstoffausträge, Wasserverfügbarkeit zur Parametrisierung von klimasensitiven Wachstumsmodellen oder auch Untersuchungen zur Bedeutung von Trockenjahren für Baumwachstum und Waldgesundheit verwendet werden können. In diesem Kapitel wurde der Schwerpunkt der Betrachtung auf die Ableitung und Bewertung von Trockenstresskennwerten gelegt. Die Zeitreihen der pflanzenverfügbaren Bodenwasserspeicherfüllung und der verschiedenen Trockenstressindizes zeigen gleichlaufend, dass seit 1990 die Intensität des Wassermangels zugenommen hat und gut versorgte Jahre nur noch sporadisch auftraten, während davor Jahre, in denen der Bodenwasserspeicher über- bzw. unterdurchschnittlich aufgefüllt war, zu etwa gleichen Anteilen vertreten waren.

Für die empirische Beurteilung der Auswirkungen von Trockenheit auf das Baumwachstum sind außer der Höhe des Wasserdefizits Zeitpunkt, Dauer und die Intensität der Trockenheit entscheidend. Bei gleicher Witterung ist neben der Baumart in erster Linie der Boden mit seiner Speicherkapazität ausschlaggebend für das Ausmaß der Trockenheitswirkung. An Experimenten mit jungen Buchen und Eichen konnte nachgewiesen werden, dass bei einer Bodenwasserverfügbarkeit von unter 20 % die Bäume unter akuten Trockenstress geraten, der zum Absterben der Bäume führen kann.