

7 Indikatorenvergleich für Trockenstress im Wald

Raphael Habel, Bernd Ahrends, Wolfgang Falk, Wendelin Weis, Stefan Fleck, Heike Puhlmann, Axel Wellpott, Anne-Sophie Stelzer, Rebecca Nowack

7.1 Einleitung

Die aktuellen Klimaprojektionen zeigen für Deutschland bis zum Ende des 21. Jahrhunderts zunehmende Temperaturen und damit einen höheren Verdunstungsanspruch der Atmosphäre. Darüber hinaus lassen viele Projektionen abnehmende Sommerniederschläge erwarten. Hieraus ergeben sich für manche Waldstandorte erhebliche Auswirkungen auf Ihren Wasserhaushalt. Entsprechend sind z.B. bei der Wiederbewaldung aktueller Schadflächen fundierte Entscheidungen hinsichtlich der Baumartenwahl und Bewirtschaftung zu treffen. Eine Baumartenwahl, die eine höhere Resilienz gegenüber dem veränderten Wasserhaushaltsregime gewährleistet, ist eine der wichtigsten Herausforderungen der aktuellen Forstplanung (Ahrends et al., 2023). Eine unverzichtbare Entscheidungshilfe für die Praxis sind räumlich explizite Informationen zum forstlichen Standort (Thiele et al., 2017; Petzold et al., 2016). Dieses gilt insbesondere für den Wasserhaushalt, da er als wichtigster Wachstumsfaktor angesehen wird (Gauer et al., 2011). Die Wasserhaushaltsansprache der Standortskartierung und damit der Wasser- und Lufthaushalt des Bodens wird durch die Standortmerkmale Klima, Vegetation und Boden und demzufolge durch eine Vielzahl von Parametern beeinflusst. Entsprechend sind für eine hochaufgelöste und dynamische Ansprache des Wasserhaushaltes unter aktuellen und zukünftigen Klimabedingungen aus Wasserhaushaltsmodellen ableitbare Indikatoren notwendig. Die Modelle müssen dabei in der Lage sein, die entscheidenden Prozesse des Wasserhaushaltes (Interzeption, Transpiration, Bodenwasserdynamik, etc.) hinreichend genau abzubilden. Häufig verwendete Indikatoren für Wassermangel sind der Transpirationsindex (T/T_p), der Evapotranspirationsindex, der relative Bodenwassergehalt, die Standortswasserbilanz und Schwellenwerte für das Matrixpotenzial im Boden (Braun, 2015; Puhlmann et al., 2019; Meusburger et al., 2022; Wagner et al., 2016; Schulte-Bisping & Beese, 2013). Insbesondere unter gemäßigten Klimabedingungen ist es erforderlich, dass der Indikator auch sensitiv hinsichtlich der Bodenverhältnisse reagiert, da diese mitentscheidend für Intensität und Dauer von Trocken- (Zierl, 2001) und Stauwasserperioden und somit essentiell für pflanzenphysiologische Prozesse des Wachstums und der Vitalität sind (Piedallu et al., 2013).

Bei Indikatorenvergleichen zeigen sich immer wieder abweichende Ergebnisse hinsichtlich der aussagekräftigsten Indikatoren (z.B. Braun et al., 2015; Walthert et al., 2015; Frehner et al., 2011; Meusburger et al., 2022; Puhlmann et al., 2019; Speich, 2019). Dieses ist zum einen auf die Qualität der Eingangsdaten zurückzuführen. Liegen z.B. Bodeninformationen nicht in einer ausreichenden räumlichen und inhaltlichen Güte vor, wird sich der Einfluss des Bodens auf den Wassermangel schwer durch einen entsprechenden Indikator abbilden lassen. Dieses betrifft vor allem die erheblichen Unsicherheiten bei der Regionalisierung von Skelettgehalten und der Mächtigkeit des Wurzelraumes (Ahrends et al. 2016, 2023; Walthert et al., 2015). Zum anderen liegt der Fokus bei vielen Indikatorenvergleichen auf sehr unterschiedlichen Zielgrößen. Demgemäß kann Braun (2015) keinen eindeutig überlegenen Indikator für alle untersuchten Vitalitätsparameter (Stammzuwachs, Triebwachstum, Mortalität, Verlichtung) identifizieren. Es scheint einen bedeutsamen Einfluss zu haben, für welche Zielgröße der Indikator als Proxy eingesetzt werden soll (Speich, 2019; Braun, 2015). Sehr viele Auswertungen konzentrieren sich dabei auf die Jahrringbreite (Wagner et al., 2016; Puhlmann et al., 2019; von Wilpert et al., 2016; Bhuyan et al., 2017; Kempes et al., 2008; Hogg et al., 2013). Nach Gauer et al. (2011) gilt aber besonders die Oberhöhe als gute Zielgröße für die Beziehung zwischen Wasserhaushalt und Baumwachstum. Entsprechend orientiert sich die Wasserhaushaltsansprache im Gelände sehr stark am Baumhöhenwachstum (AK Standortskartierung, 1996, S. 112): „In der praktischen Standortskartierung werden die Parameter des Wasserhaushaltes derzeit nur vereinzelt quantitativ bestimmt. Die komplexe Gesamtwirkung verschiedener Primärfaktoren auf den Wasserhaushalt wird meist auf indirektem Weg über Indizien (Geländeform, Bodenvegetation, Baumhöhenwachstum usw.) abgeschätzt.“ Demgemäß sollte der Fokus auf einen Indikator gelegt werden, der das Baumhöhenwachstum gut erklären kann. Nach Speich (2019) wird die Baumhöhe lediglich in einer Studie von Walthert et al. (2015) als Zielgröße verwendet. In dieser Studie ergeben sich die höchsten Korrelationen zum Transpirationsindex T/T_p und keine signifikanten Korrelationen zur klimatischen Wasserbilanz. Für die Verwendung des T/T_p spricht darüber hinaus, dass der Indikator inhaltlich sehr nahe an der Definition der Wasserverfügbarkeit nach der forstlichen Standortskartierung ist (AK Standortskartierung, 1996). Hierbei wird der pflanzenverfügbare Bodenwasservorrat mit dem durchschnittlichen Wasserverbrauch von $3 \text{ mm m}^{-2} \text{ Tag}^{-1}$ eines voll transpirierenden Baumbestandes verglichen. Stark vereinfacht wird also die potenzielle Transpiration (hier be-

schreiben durch den Wasserverbrauch eines voll transpirierenden Bestandes) der aktuellen Transpirationsbeschränkung durch den verfügbaren Bodenwasservorrat gegenübergestellt. Entsprechend ist es nur konsequent, dass bei standortssensitiver Abschätzung der Grundflächenmittelhöhe die Wasserhaushaltsziffer von großer Bedeutung ist (Schmidt et al., 2018). Dementsprechend soll im Folgenden die Eignung von T/T_p für eine dynamische Abbildung des Standortfaktors Wasserhaushalt mit Hilfe von Höhenmessungen an Punkten der Betriebsinventur in baden-württembergischen Forstbetrieben getestet und mit anderen Trockenheitsindikatoren verglichen werden.

7.2 Material und Methoden

7.2.1 Trockenstressindikatoren

Zur Kennzeichnung der Bedeutung von bereits abgelaufenen und zukünftigen Veränderungen des Wasserhaushaltes werden in der Literatur verschiedene Indikatoren verwendet. Eine zusammenfassende Übersicht befindet sich in dem Review von Speich (2019; Abbildung 7.1). Die Anordnung der Indikatoren auf der Pyramide symbolisiert die durch den jeweiligen Indikator betrachteten Prozesse und die zur Beschreibung der Prozesse notwendigen Eingangsdaten. Während die einfacheren Indikatoren (SPI) mit klimatischen Informationen auskommen, benötigen die komplexeren Indikatoren (SWB) mindestens räumlich und inhaltlich hoch aufgelöste Bodeninformationen. Viele dieser Indikatoren beziehen auch den Blattflächenindex und die Durchwurzelungstiefe mit ein, wie es z.B. auch bei T/T_p geschieht. Die Indikatoren auf der obersten Ebene berücksichtigen auch physiologische Eigenschaften der Pflanzen (z.B. Dunkelwasserpotenzial, predawn water potential, ψ_{wp}), so dass davon auszugehen ist, dass hier der direkteste Bezug zu den im Baum bei Trockenstress ablaufenden Prozessen besteht. Zur Vereinfachung wurde die Unterscheidung zwischen Indikatoren für Aridität (Klimazonen mit geringem Wasserangebot im Verhältnis zum Verdunstungsbedarf) und für Trockenheit (eine anomal trockene Periode unter einem bestimmten Klima) nicht von Speich (2019) übernommen, da Ariditätsindices und ihre zeitliche Variation bei der Anwendung auf kürzere Zeiträume auch zur Beschreibung von Trockenheit verwendet werden können (Speich, 2019).

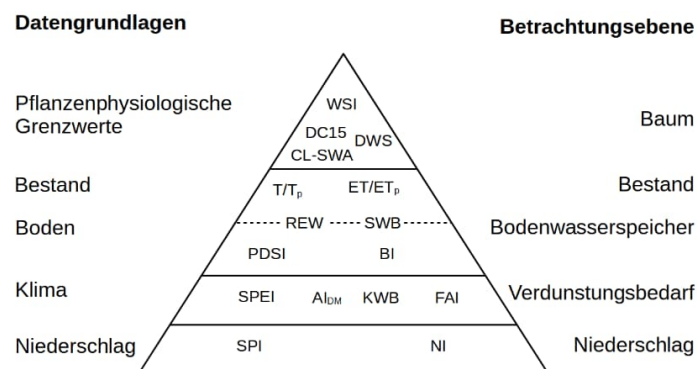


Abbildung 7.1: Vereinfachte Einteilung von Trockenstressindizes nach den erforderlichen Datengrundlagen (verändert und ergänzt nach Speich (2019)). Die jeweiligen Abkürzungen sind in Tabelle 7.1 mit Anwendungsbeispielen aus der Literatur beschrieben.

Tabelle 7.1: Abkürzungen, Erläuterungen und Anwendungsbeispiele der in Abbildung 7.1 angeführten Trockenstressindikatoren.

Abkürzung	Beschreibung	Anwendungsbeispiele
WSI	Wasserstress-Integral	Myers (1988); Rambal et al., (2014)
DWS	dynamischer Wasserstress	Barkaoui et al., (2017)
CL-SWA	kritische Grenzen der Bodenwasserverfügbarkeit	Czajkowski et al., (2009)
DC15	Trockenstress Index DeCáceres	De Cáceres et al., (2015); Ameztegui et al., (2017)
T/T_p	Transpirationsindex	Meusburger et al., (2022); Zierl (2004)
ET/ET_p	Evapotranspirationsindex	Wagner et al., (2016); Riek et al., (1995)
REW	relative Bodenwasserfüllung	Ahrends et al., (2010); Schwärzel et al., (2009)
SWB	Standortwasserbilanz	Grier & Running (1977); Braun (2015)
PDSI	Palmer Drought Severity Index	Dai 2011; Wells 2004; Heim 2002;
BI	bioklimatische Intensität	Condés & Garcia-Robredo (2012)
SPEI	standardisierter Niederschlags- Verdunstungsindex	Vicente-Serrano et al., (2010); Liu et al. (2021)
Al_{DM}	Ariditätsindex De Martonne	De Martonne (1926); Heitkamp et al., (2020)
FAI	Forest Aridity Index	Führer et al., (2011)
KWB	klimatische Wasserbilanz	Vilhar (2016); Braun et al., (2015);
SPI	standardisierter Niederschlagsindex	McKee et al., (1993); Liu et al., (2021)
NI	Niederschlagsmenge (Tage ohne Niederschlag und Variabilitäten)	Gu et al., (2016)

7.2.2 Eignung und Auswahl von Trockenstressindikatoren

Eignung und Auswahl eines Indikators hängen zunächst von den verfügbaren Eingangsdaten ab. Wie hoch inhaltlich in der Pyramide vorgedrungen werden kann, wird maßgeblich von der Verfügbarkeit und Qualität von Bodendaten bestimmt. Die mit den uns verfügbaren Eingangsdaten angestrebte Modellierungsebene ist in Abbildung 7.1 im Bereich von Bestand und Bodenwasserspeicher anzusiedeln. Beim Vorliegen von Bodendaten in einer unzureichenden räumlichen oder inhaltlichen Qualität kann die Wechselwirkung von Boden und Waldbestand nicht hinreichend genau abgebildet werden (Meusburger et al., 2022). Demzufolge kann in Indikatorstudien ein stärker klimatisch getriebener Indikator durchaus vergleichbare Ergebnisse liefern, wenn die Bodendaten nicht in ausreichender Qualität vorliegen. Zu Vergleichszwecken wurde daher auch die klimatische Wasserbilanz in die Analyse integriert, um zu überprüfen, ob die Mitberücksichtigung von Bodendaten eine bessere Vorhersagekraft auf Validierungsdaten liefert als einfache, ausschließlich auf Klimavariablen basierende Indikatoren. Entsprechend wurden die folgenden Indikatoren für einen quantitativen Vergleich herangezogen: Transpirationsindex, Transpirationsdifferenz, nach Schichtmächtigkeit gewichtetes mittleres Matrixpotenzial im Wurzelraum, relative Bodenwasserspeicherfüllung im Wurzelraum, Standortwasserbilanz und klimatische Wasserbilanz. Ebenfalls wurden Trockenstressindikatoren untersucht, die sich aus boden- oder transpirationsbasierten Indikatoren ergeben, wenn diese einen gewissen Grenzwert unterschreiten. Darunter sind die mittlere jährliche Anzahl der Tage, an denen mehr als 20 % Transpirationseinschränkung ermittelt wurde, T/T_p also unter 0.8 liegt ($\text{days}_{T0.8}$ für $\text{days } T/T_p < 0.8$). Für REW ist 40 % ein häufig genutzter Grenzwert (Granier et al., 2007; Maseyk et al., 2008). Hier wurden sowohl die mittlere jährliche Anzahl der Tage mit REW unter 40 % als Indikator getestet, als auch die Gesamtsumme sum_REW40 , also das Integral der Bodenwasserfüllung unter 40 %, welches die Intensität von Trockenheitsereignissen abbilden soll. Um zu überprüfen, ob die Aggregation über das Jahr oder die Vegetationsperiode bessere Ergebnisse liefert, erfolgte die langjährige Mittelung sowohl über alle verfügbaren Tage als auch über die Tage der mit LWF-Brook90 abgeschätzten Vegetationsperiode.

7.2.3 Berechnung der ausgewählten Indices

Die genannten Indikatoren sind im Modelloutput des R-Pakets 'LWFBrook90R' (Schmidt-Walter et al., 2020) entweder direkt vorhanden oder können aus den Modellausgabegrößen berechnet werden. Für die einzelnen Indikatoren wurden hierbei die folgenden Formeln verwendet. Die Aggregation der Werte aus Formel 7.1 bis Formel 7.9 erfolgte jeweils über den Zeitraum 1961-2020.

Transpirationsindex (T/T_p):

Formel 7.1:

$$T/T_p = \frac{T}{T_p} \text{ mit}$$

- T = tatsächliche Transpiration im Jahr bzw. in der Vegetationsperiode, [mm]
 T_p = potenzielle Transpiration im Jahr bzw. in der Vegetationsperiode, [mm]

Transpirationsdifferenz (T_{diff}):

Formel 7.2:

$$T_{diff} = T_p - T \text{ mit}$$

- T = tatsächlichen Transpiration im Jahr bzw. in der Vegetationsperiode, [mm]
 T_p = potenzielle Transpiration im Jahr bzw. in der Vegetationsperiode, [mm]

Mittleres Matrixpotenzial im Wurzelraum PSI:

Formel 7.3:

$$PSI = \frac{1}{n-k} \sum_{i=k}^n \psi_{w,i} \text{ mit } \psi_{w,i} = \frac{\sum_{j=1}^{n_r} (\log_{10}(\psi_{i,j}) * \omega_j)}{\sum_{j=1}^{n_r} \omega_j} \text{ und } \omega = \theta_s * (100 - V_{sk}) * h$$

- n = letzter Tag des Jahres bei Jahresmittel, sonst letzter Tag der Vegetationsperiode
 k = erster Tag des Jahres bei Jahresmittel, sonst erster Tag der Vegetationsperiode
 $\psi_{w,i}$ = gewichtetes Matrixpotenzial an Tag i im Wurzelraum, [hPa]
 $\psi_{i,j}$ = Matrixpotenzial der Schicht j an Tag i , [hPa]
 n_r = erste Bodenschicht des Profils, in welcher keine Wurzeln vorhanden sind
 ω_j = Gewichtung in Abhängigkeit der absoluten Wasserspeicherfähigkeit der Schicht j
 θ_s = Sättigungswassergehalt, [$m^3 m^{-3}$]
 V_{sk} = volumetrischer Skelettgehalt, [Vol-%]
 h = Schichtmächtigkeit, [mm]

Relative Bodenwasserspeicherfüllung im Wurzelraum REW:

Formel 7.4: $REW = \frac{1}{n-k} \sum_{i=k}^n \theta_{w,i}$ mit $\theta_{w,i} = \sum_{j=1}^{nr} \frac{AWAT_{i,j}}{nFK_j} = \sum_{j=1}^{nr} \frac{(\theta_{i,j} * (100 - V_{skj}) * h_j) - PWP_j}{nFK_j}$ wobei zusätzlich zu Formel 7.3:

- $\theta_{w,i}$ = relativer Wassergehalt des Profils am Tag i , [-]
- $AWAT_{i,j}$ = pflanzenverfügbar gespeichertes Wasser in Schicht j an Tag i , [mm]
- nFK_j = nutzbare Feldkapazität in Schicht j , [mm]
- $\theta_{i,j}$ = volumetrischer Wassergehalt der Schicht j am Tag i , [$m^3 m^{-3}$]
- PWP_j = Wassermenge an permanentem Welkepunkt (Wassergehalt bei $pF = 4,2$) in Schicht j , [mm]

Tage mit T/Tp unter 0.8 (days T0.8):

Formel 7.5: $days_{T0.8} = \sum_{i=k}^n \begin{cases} T/T_p < 0,8 : 1 \\ T/T_p \geq 0,8 : 0 \end{cases}$ (Erläuterungen siehe Formel 7.1 und Formel 7.3)

Tage mit REW unter 40 % (days REW40):

Formel 7.6: $days_{REW40} = \sum_{i=k}^n \begin{cases} \theta_{w,i} < 0,4 : 1 \\ \theta_{w,i} \geq 0,4 : 0 \end{cases}$ (Erläuterungen siehe Formel 7.3 und Formel 7.4)

Kumulierte Summe der Unterschreitung von REW unter 40 % (sum REW40):

Formel 7.7: $sum_{REW40} = \sum_{i=k}^n \begin{cases} \theta_{w,i} < 0,4 : 1 - \frac{\theta_{w,i}}{0,4} \\ \theta_{w,i} \geq 0,4 : 0 \end{cases}$ (Erläuterungen siehe Formel 7.3 und Formel 7.4)

Standortswasserbilanz SWB:

Formel 7.8: $SWB = P - E_p + nFK$ mit

- P = Jahresniederschlagssumme, [mm]
- E_p = potenzielle Evapotranspiration, [mm]
- nFK = nutzbare Feldkapazität, [mm]

Klimatische Wasserbilanz KWB:

Formel 7.9: $SWB = P - E_p$ mit

- P = Jahresniederschlagssumme, [mm]
- E_p = potenzielle Evapotranspiration, [mm]

7.2.4 Datengrundlagen und statistische Methoden

Grundlage des durchgeführten Indikatorenvergleichs sind die Daten der Betriebsinventur in baden-württembergischen Forstbetrieben aus den Jahren 2010-2020. Der Datensatz umfasst Wuchsdaten für 131907 Bäume an 74493 Standorten, die flächenrepräsentativ die Landesfläche Baden-Württembergs abdecken. Neben den jeweiligen Koordinaten sind für jeden eingemessenen Baum die Baumart und das Baumalter dokumentiert, sowie Baumhöhe, Brusthöhendurchmesser und Baumvolumen als mögliche Zielvariablen hinterlegt. Aufgrund der in Kapitel 7.1 erläuterten Gründe wurde die Baumhöhe als Zielvariable und somit als Proxyvariable für die Wasserverfügbarkeit betrachtet.

Das gewählte Verfahren ist der Methodik aus Walthert et al. (2015) entlehnt und basiert auf der Annahme, dass der Wasserhaushalt die maximal mögliche Wuchshöhe eines Bestandes mitbestimmt (Gauer et al., 2011). Um herauszufinden, welcher Indikator die beste Übereinstimmung mit gemessenen Wachstumsdaten liefert, wurde für jeden Standort die Wasserhaushaltsmodellierung mit LWF-Brook90 über den gesamten verfügbaren historischen Datenzeitraum 1961-2020 ausgeführt und die Testindikatoren als langjähriges Mittel nach den in Kapitel 7.2.3 angeführten Formeln berechnet. Die Baumhöhen wurden dann in Abhängigkeit der jeweiligen Indikatoren geplottet. Die Spanne der Indikatorenwerte wurde in 20 gleich große Intervalle unterteilt und in jedem Intervall die drei höchsten Bäume markiert. Nur den höchsten Baum je Intervall zu nutzen wurde als zu fehleranfällig eingeschätzt. Verfahren mit den höchsten drei und den höchsten 5 Bäumen je Intervall produzierten ähnliche Ergebnisse. Bei kleinen Subgruppen stellten die höchsten 5 Bäume oft einen erheblichen Anteil der Teilmenge, weshalb mit den höchsten

drei Bäumen je Intervall gearbeitet wurde. Hintergrund dieser Filterung auf die höchsten Bäume je Trockenheitsbereich ist die Tatsache, dass zahlreiche andere Umweltvariablen ebenfalls auf die Wuchshöhe wirken, welche aber weder im Modell abgebildet, noch in der Betriebsinventur erhoben werden. Dazu gehören Faktoren wie Nährstoffverfügbarkeit (Weber-Blaschke et al., 2008), Schädlingsdynamik (Netherer et al., 2015), Bestandesstruktur und Durchforstungsmaßnahmen (Giuggiola et al., 2013; Sohn, Hartig, et al., 2016; Sohn, Saha, et al., 2016), Baumartzusammensetzung und Konkurrenz (Bottero et al., 2021; Neuner et al., 2015; Rukh et al., 2020; Steckel et al., 2020; Zhang et al., 2015). Ist der Datensatz groß genug, kann davon ausgegangen werden, dass durch die Filterung der Daten auf die höchsten Bäume je Intervall nur jene Individuen berücksichtigt werden, welche nicht durch andere Faktoren limitiert wurden und so überwiegend der Einfluss der Wasserverfügbarkeit abgebildet wird. Eine einfach identifizierbare Störvariable, die Höhe über NHN, welche über die Temperaturlimitierung der Photosyntheserate sowie eine kürzere Vegetationszeit für niedrigere Wachstumsraten sorgt, konnte durch das Auftragen der Baumhöhen über der Höhe aus einem digitalen Geländemodell herausgefiltert werden. Die Geländehöhen, ab denen die maximal möglichen Baumhöhen nicht mehr auftreten, wurden visuell ermittelt und bei den weiteren Auswertungen nicht berücksichtigt (Abbildung 7.2).

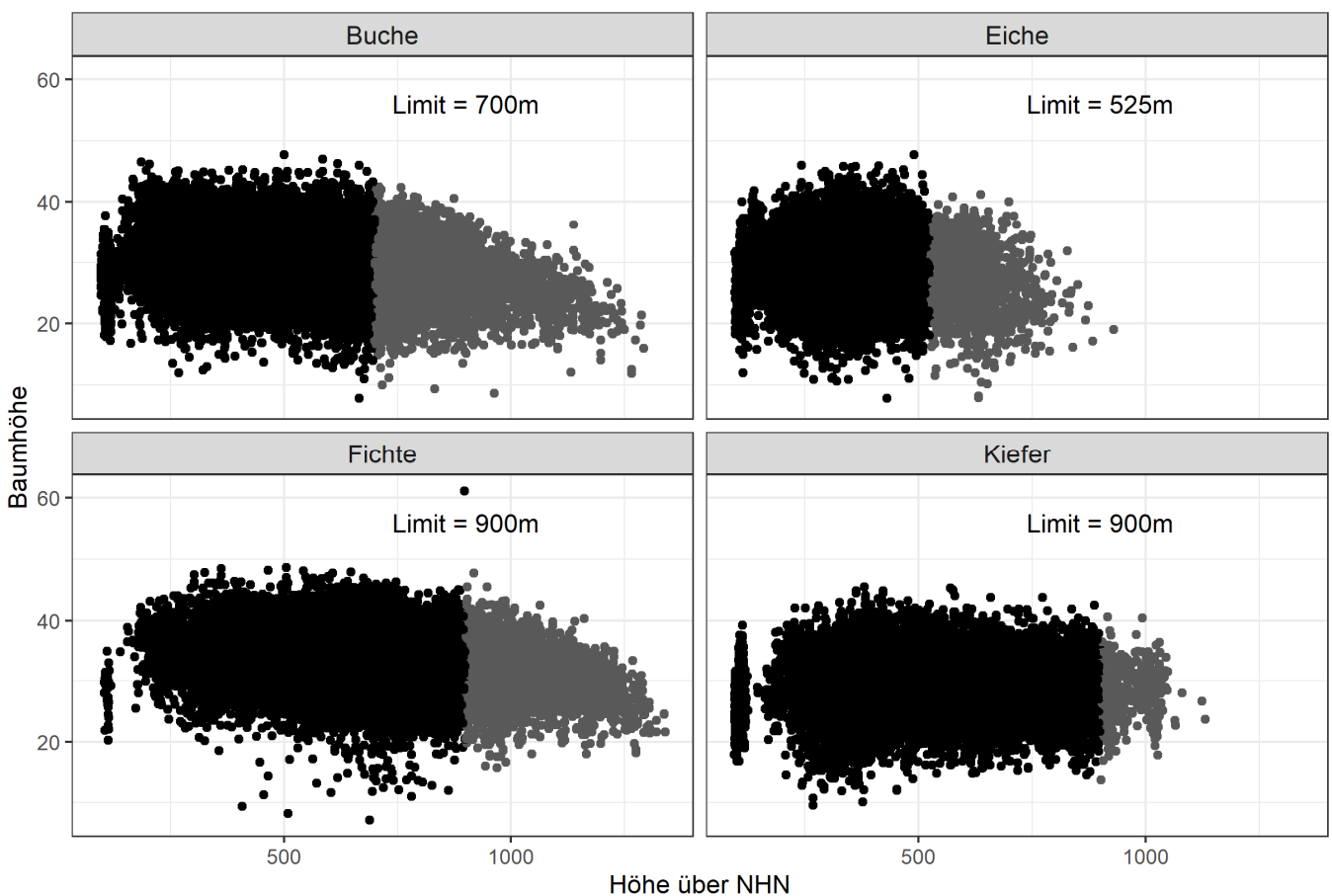


Abbildung 7.2: Baumartenspezifische Verteilung der Baumhöhe in Abhängigkeit der Geländehöhe. In grau dargestellt sind die von der Analyse ausgeschlossenen Bäume, welche durch die höhenbedingte Wuchslimitierung nicht die nach der Wasserverfügbarkeit maximal mögliche Wuchshöhe erreichen.

Durch die Teilmenge der höchsten Bäume wurde ein Polynom zweiter Ordnung gefittet. Es wurde angenommen, dass der limitierende Effekt des Wasserhaushalts auf das Höhenwachstum im gut wasserversorgten Bereich abnimmt, was durch das Angleichen eines quadratischen Zusammenhangs besser abgebildet werden kann, als durch ein lineares Modell. Von der jeweiligen Regression, die den Zusammenhang des Trockenstressindikators als Prädiktor für die maximal mögliche Baumhöhe quantifiziert, wurde das Bestimmtheitsmaß (R^2) als Gütemaß genutzt. Zusätzlich wurde die Form der Anpassungskurve vor dem Hintergrund interpretiert, ob ein ökologisch und waldbaulich sinnvoller Zusammenhang besteht. Um innerhalb eines Plots nur vergleichbare Individuen darzustellen, die durch den vorherrschenden Wasserhaushalt Unterschiede in der maximalen Wuchshöhe ausbilden konnten, erfolgte die Auswertung einerseits separat je Baumart, andererseits über sechs verschiedene Altersgruppen (Gruppierung in

10-Jahresschritte von 65-75 bis 115-125 Jahre). Durch die Auswertung mehrerer Altersperioden sollte zudem ausgeschlossen werden, dass einzelne externe Trends, wie höhere Stickstoffdepositionen (Laubhann et al., 2009), eine Verringerung der Schwefeleinträge (Hauck et al., 2012) oder eine erhöhte CO₂-Konzentration (Pretzsch et al., 2014) den gesuchten Effekt überlagern.

7.3 Ergebnisse

Abbildung 7.3 zeigt den Zusammenhang zwischen den untersuchten Indikatoren und der maximalen Wuchshöhe exemplarisch am Beispiel der Eichen im Alter zwischen 85 und 95 Jahre. Die Baumart Eiche wurden hier gewählt, da Eichen durch ihre Trockenheitsresistenz auch in großer Zahl an suboptimal wasserversorgten Standorten gepflanzt werden und die Testindividuen dadurch über den gesamten Wertebereich der Indikatoren verteilt zu finden sind. In Schwarz dargestellt sind alle Bäume des Datensatzes, die aufgrund der nicht gemessenen Faktoren nicht die maximal mögliche Wuchshöhe erreichen. Die Subgruppen der höchsten Bäume je Intervall des Trockenheitsindikators sind in Rot markiert und bilden die Grundlage der ebenfalls rot dargestellten Regression. In Schwarz dargestellt sind alle Bäume des Datensatzes, die aufgrund der nicht gemessenen Faktoren nicht die maximal mögliche Wuchshöhe erreichen. Die Subgruppen der höchsten Bäume je Intervall des Trockenheitsindikators sind in Rot markiert und bilden die Grundlage der ebenfalls rot dargestellten Regression.

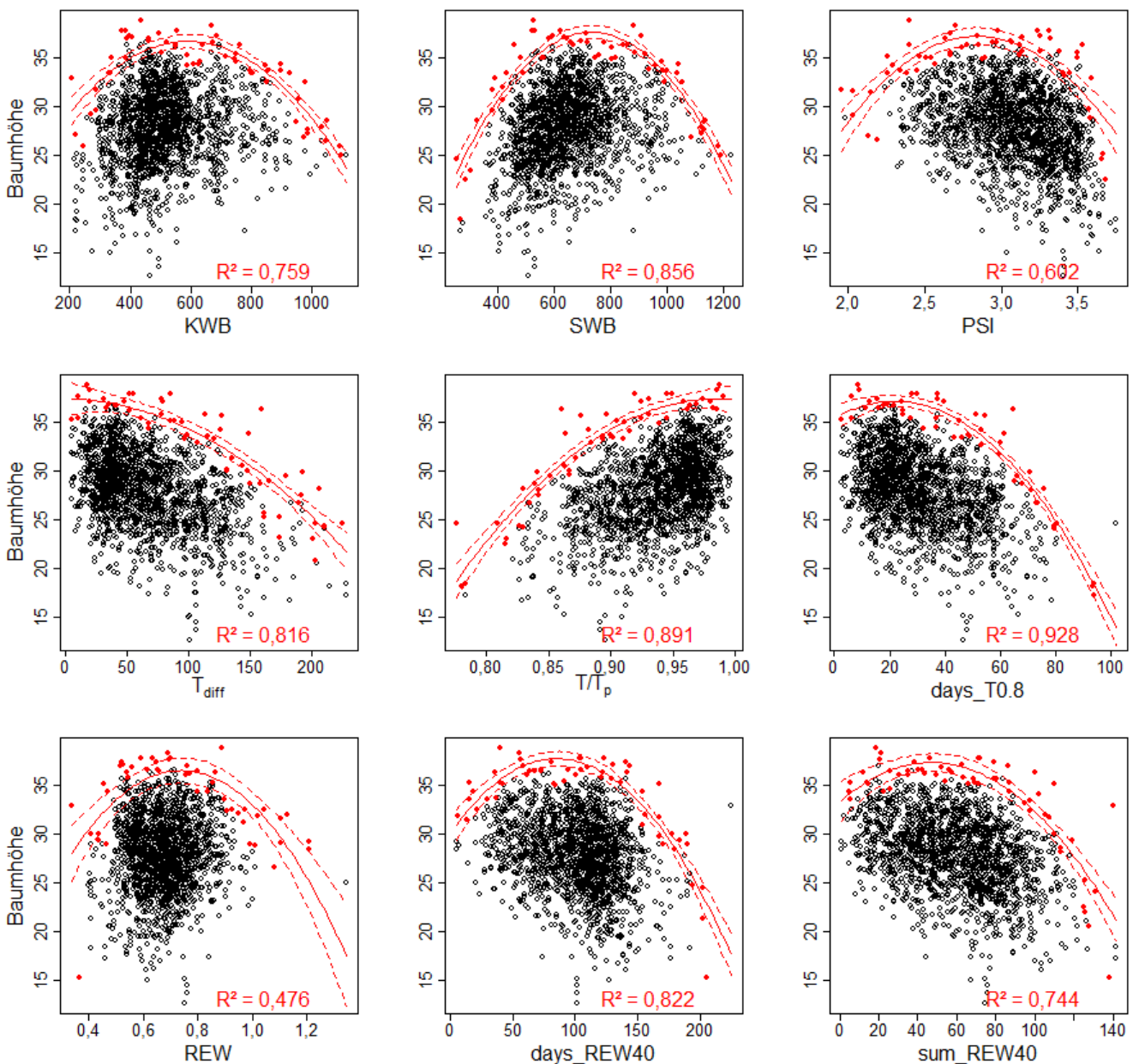


Abbildung 7.3: Baumhöhen der Eichen zwischen 85 und 95 Jahre in Abhängigkeit der untersuchten Trockenstressindikatoren. Jeweils in Rot dargestellt sind die höchsten drei Bäume der 20 einheitlichen Indikatorintervalle und die darauf basierende Regressionsfunktion samt Konfidenzintervallen und dem Anteil der erklärten Varianz.

Die transpirationsbasierten Indikatoren (T_{diff} , T/T_p , $days_T0.8$; mittlere Zeile) wiesen mit 84,8 bis 88,7 % erklärter Varianz eine durchweg sehr gute und exakte Vorhersagewirkung auf die maximal mögliche Wuchshöhe auf. Die klimatischen Indikatoren KWB und SWB waren mit 74,2 % etwas schlechter, aber noch deutlich besser als die rein bodenwasserbasierten Indikatoren REW mit 58,8 % und PSI mit 44,4 %. Die von REW abgeleiteten Indikatoren $days_REW40$ und sum_REW40 hatten einen deutlich klareren Zusammenhang zu der maximalen Wuchshöhe, welche sich mit 86,6 und 83,0 % im Bereich der transpirationsbasierten Indikatoren bewegte. Deutlich zu erkennen waren auch die unterschiedlichen Verläufe der Anpassungsfunktionen. Während die Indikatoren KWB, SWB, PSI und REW parabelförmig zeichneten, hatten vor allem die transpirationsbasierten Indikatoren in der mittleren Zeile die ökologisch zu erwartende Form einer Sättigungsfunktion. Die Indikatoren $days_REW40$ und sum_REW40 zeigten eine Übergangsform, die bei Werten nahe Null, zwar nicht in gleichem Maße wie in den Extrembereichen, aber dennoch merklich abfiel. Die Form der Regressionskurven wurde über alle Baumarten und Altersgruppen visuell überprüft (Abbildung 7.4). Abhängig von der Anzahl der Individuen in der jeweiligen Gruppe (besonders bei kleinen Gruppengrößen) waren die Formen der Regressionskurven zwar leicht unterschiedlich, die in Abbildung 7.3 erkennbaren Zusammenhänge jedoch in allen Kombinationen von Baumart und Baumalter zu finden.

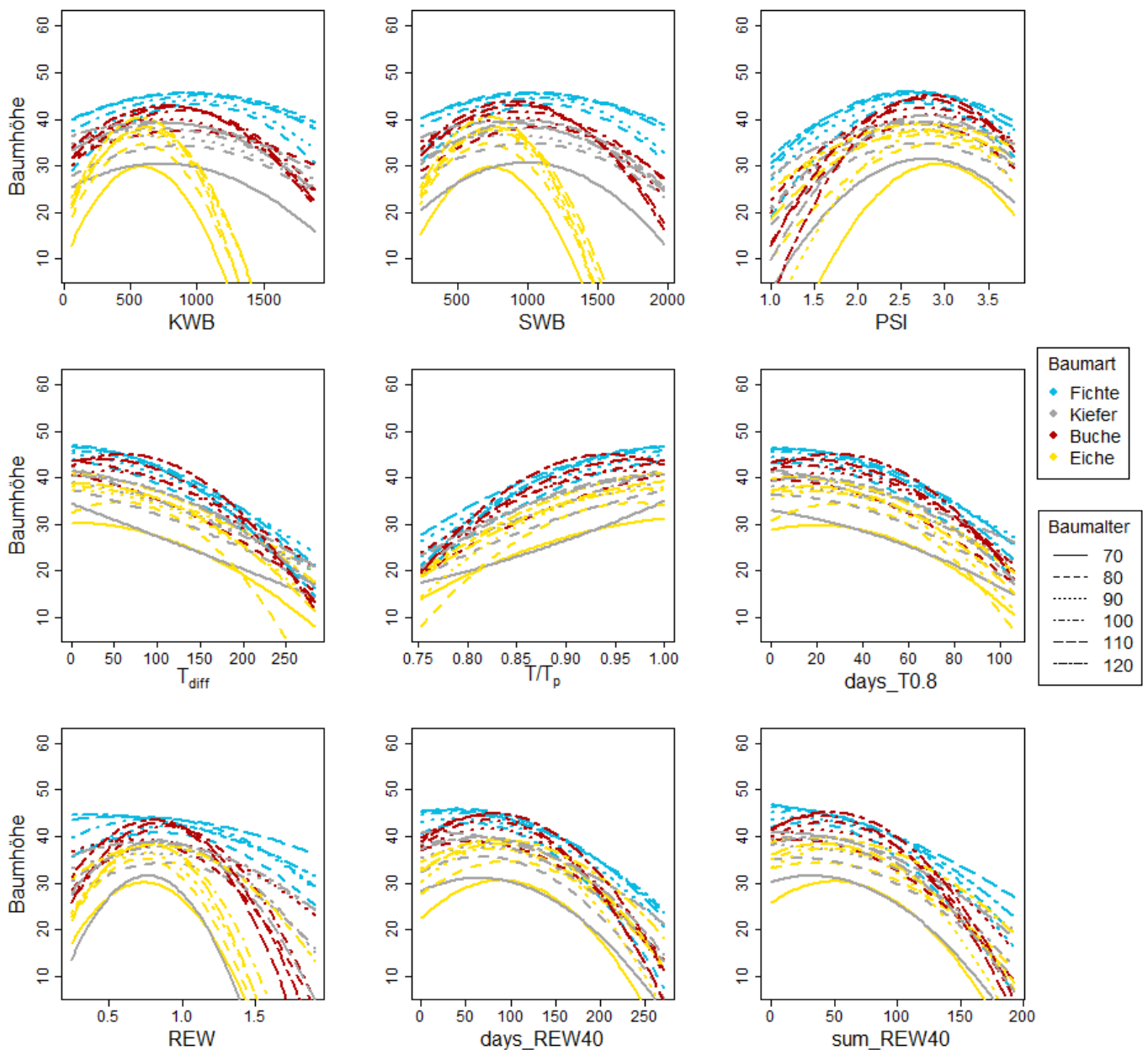


Abbildung 7.4: Form der Regressionskurven durch die drei höchsten Bäume je Indikatorintervall, wobei die Baumart farblich und das Baumalter als Linientyp unterschieden werden.

In Abbildung 7.5 ist die erklärte Varianz aller Regressionen durch die höchsten Bäume je Baumart und altersspezifischem Datensatz dargestellt. Analog zur beispielhaften Darstellung in Abbildung 7.3 waren die Indikatoren REW, KWB, PSI und SWB am schlechtesten geeignet die maximale Wuchshöhe für unterschiedliche Baumarten und Altersgruppen zu erklären. Die Standortwasserbilanz schnitt von diesen vier noch am besten ab. Die von REW abgeleiteten Indikatoren über die Anzahl der Tage und der Gesamtsumme der Unterschreitung des Grenzwertes von 40 % standen vom Niveau her ähnlich zwischen den erstgenannten und den drei transpirationsbasierten Indikatoren auf der rechten Seite der Abbildung. Die Unterschiede zwischen den drei transpirationsbasierten Indikatoren waren sehr gering. Mit Ausnahme des Fichtendatensatzes, wo T_{diff} eine nur 1 % bessere Anpassung lieferte, war das über die Altersgruppen gemittelte Bestimmtheitsmaß von T/T_p bei allen Baumarten am höchsten. Die Unterschiede zwischen den Indikatoren waren bei den Eichenstandorten am geringsten, wo KWB und SWB deutlich bessere Zusammenhänge zeigten als REW und PSI und sich die übrigen Indikatoren auf vergleichbarem Niveau bewegten. Bei den anderen drei Baumarten waren Modellgüte und Ranking sehr ähnlich. Bei der hier vorliegenden Untersuchung ergab eine Aggregation der Indikatoren auf die Vegetationsperiode sehr vergleichbare Ergebnisse zu ganzjährigen Bezugszeiträumen. Insbesondere bei den transpirationsbasierten Indikatoren, lieferte die Aggregation auf die Vegetationsperiode fast überall geringfügig geringere Bestimmtheitsmaße.

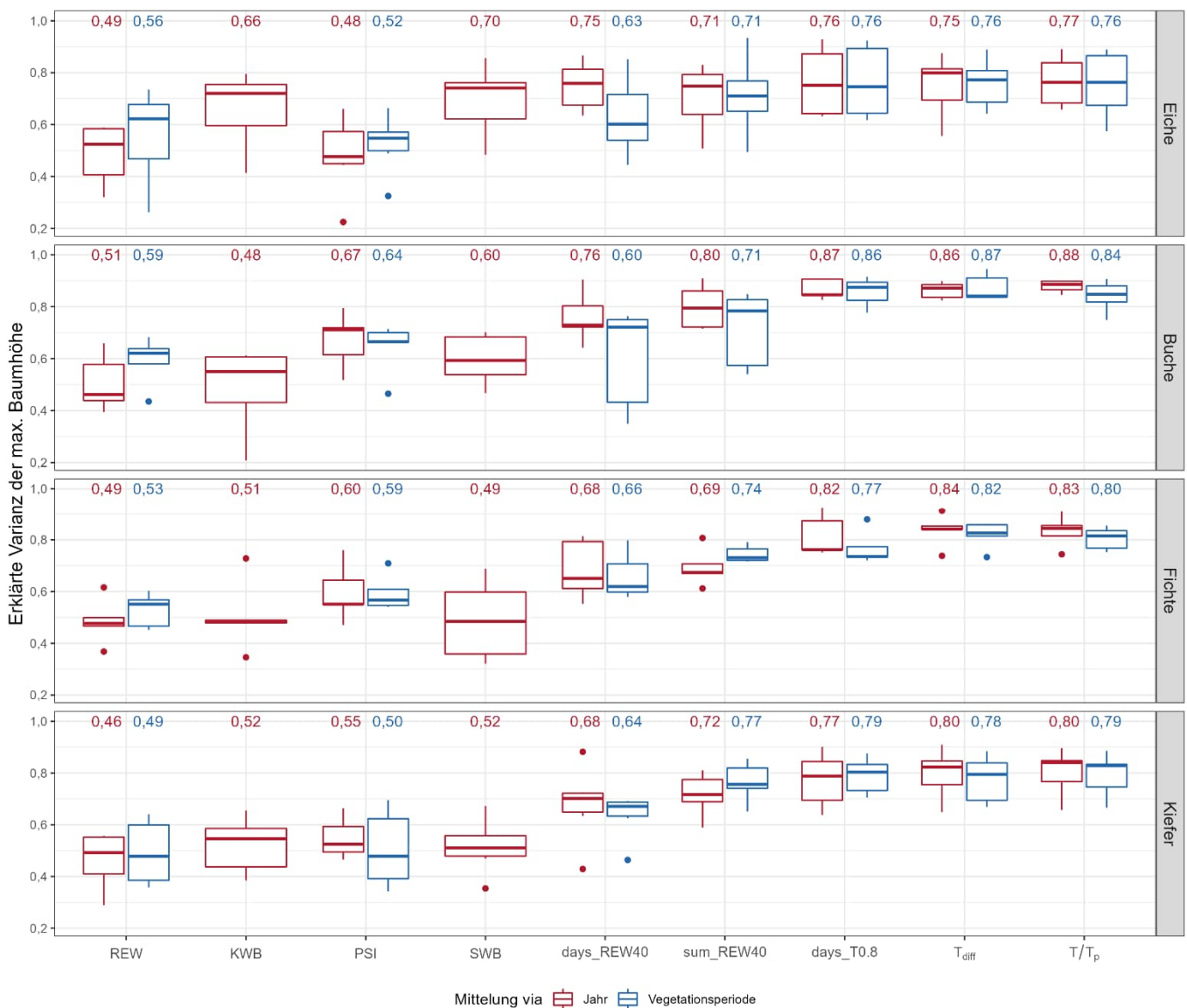


Abbildung 7.5: Das erklärende Potenzial der untersuchten Trockenstressindikatoren auf die maximale Wuchshöhe der einzelnen Baumarten. Boxplots umfassen jeweils die erklärte Varianz der sechs Altersgruppen von 65 bis 125 Jahre und zeigen den Median als dicken Strich. Mittelwerte sind zusätzlich auf das Prozent gerundet über dem jeweiligen Boxplot notiert.

7.4 Diskussion

7.4.1 Trockenstressindikatoren

Der durchgeführte Indikatorenvergleich bestätigt T/T_p als robusten und dabei sachlogisch plausiblen Indikator. Über alle Baumarten und Altersgruppen hinweg zeigt T/T_p im Mittel die beste Übereinstimmung beim Zusammenhang zwischen der maximalen Baumhöhe und dem modellierten Trockenheitsrisiko der zugehörigen Standorte. Die methodisch verwandten Indikatoren T/T_p , days_T0.8 und T_{diff} zeigen alle ähnlich gute und dabei deutlich bessere Anpassungen als die alternativ untersuchten Indikatoren. Ein Mehrwert der Aggregation über die Vegetationsperiode anstelle von Jahresmitteln oder Jahressummen kann aus den Ergebnissen nicht abgeleitet werden (Abbildung 7.5).

Interessanterweise ist die Überlegenheit der transpirationsbasierten Indikatoren im untersuchten Datensatz baumartunabhängig, während andere Studien (Zierl, 2004; von Wilpert et al., 2016) eine baumartabhängige Indikatorenreignung feststellen. In keiner der genannten Studien wird jedoch die maximale Wuchshöhe als Zielvariable genutzt. In Zierl (2004) wird der Zusammenhang zwischen verschiedenen Trockenheitsindikatoren und Kronenentlaubungsdaten baumartspezifisch untersucht. Unterschiedliche baumartspezifische Strategien, etwa die Ausbildung mehrjähriger Nadeln gegenüber Blattwurf und –neuaustrieb im Frühjahr können einen Teil der Unterschiede erklären. Im Gegensatz zu den hier untersuchten langfristigen Wuchseffekten, zeigt in Zierl (2004) auch der Untersuchungszeitraum einen Effekt auf die gefundenen Baumartenunterschiede. Reaktionen der Zielgröße Entlaubung werden durch Extremereignisse ausgelöst, die in der Vergangenheit selten auftraten. Daher wird dort die Hypothese aufgestellt, dass die nötigen Extremereignisse für trockenheitsresistente Baumarten wie die Kiefer in der wenig trockenheitsanfälligen Schweiz in den Jahren 1985 bis 1994 schlicht nicht in ausreichender Intensität aufgetreten sind. Die Untersuchung von Jahrringbreiten, wie in von Wilpert et al. (2016) durchgeführt, hat bereits einen ähnlichen, längerfristigen Fokus. Hier wurden Jahrringe von 1961 bis 2015 untersucht. Unterschiede zwischen den Baumarten werden zwar kommuniziert, sind jedoch bei genauerer Untersuchung überschaubar. Durch eine sehr große Zahl untersuchter Prädiktoren (darunter jeweils 5 unterschiedliche Tiefenaggregationen von sowohl pflanzenverfügbaren als auch gesamten Bodenwassergehalten sowie 12 klimatische Indikatoren) ergeben sich nahezu zwangsläufig Unterschiede. Die sieben aus LWF-Brook90 abgeleiteten Indikatoren für Wassermangel sind jedoch für Fichte, Buche und Kiefer gleichermaßen signifikant und gleichgerichtet. Da primär auf Signifikanz von Korrelationen zu Jahrringbreiten untersucht wurde, können Abweichungen bei den Eichendaten auch ein Ergebnis des deutlich geringeren Stichprobenumfangs sein (E: 98 gegenüber F: 197, B: 193, K: 174).

Die Beurteilung der Anpassungsgüte der Regressionskurven über das Bestimmtheitsmaß als alleiniges Gütekriterium ist nicht unproblematisch (Heitkamp et al. 2021). In unserem Fall ermöglicht das Bestimmtheitsmaß primär eine Aussage darüber, wie gut der Indikator die Streuung in den ausgewählten höchsten Bäumen erklärt. Theoretisch möglich ist daher auch eine gute Anpassung an eine Regressionskurve, die durch eine zufällig günstige Verteilung der Datenpunkte einen ökologisch nicht sinnvollen Zusammenhang zwischen der maximalen Wuchshöhe und dem jeweiligen Wasserangebot darstellt. Allerdings ist das wiederholte Auftreten eines zufällig gut passenden Zusammenhangs durch die wiederholte Analyse über verschiedene Baumarten und Baumalter extrem unwahrscheinlich. Die Überprüfung der Form der Regressionskurve und des ökologisch und waldbaulich sinnvollen Zusammenhangs zwischen Trockenheitsausprägung und maximal möglicher Wuchshöhe ist aber dennoch ein wichtiger und essenzieller Aspekt der Indikatorenprüfung. Die visuelle Überprüfung bestätigt dabei ebenfalls die Wahl von T/T_p bzw. days_T0.8 und T_{diff} . Die ökologisch sinnvolle Form einer Sättigungskurve zeichnet sich über alle Untersuchungsgruppen deutlich ab. Im gut wasserversorgten Bereich wird der Einfluss des Wassermangels auf das Höhenwachstum zunehmend kleiner, während sich auf trockenstressanfälligen Standorten, wo die Wasserversorgung der primäre wachstumslimitierende Faktor ist, deutlich größere Gruppenunterschiede ausbilden. Leichte Einschränkungen auf das optimale Wachstum in vollständiger Abwesenheit von Trockenheitsereignissen, wie bei days_REW0.4 und sum_REW0.4 bei Werten nahe Null zu finden, ließen sich zwar mit Wachstumseinschränkungen aufgrund von Staunässe erklären. Dies würde jedoch voraussetzen, dass im gesamten Datensatz keine Bäume an optimal wasserversorgten Standorten ohne Stauwassereinfluss aufgenommen wurden. Bei der Größe des Datensatzes ($N = 131907$) kann dies jedoch als unwahrscheinlich angesehen werden. Eine sinnvollere Verortung der durch Stauwasser in ihrem Wachstum limitierten Bäume kann in den Graphen der transpirationsbasierten Indikatoren in der Punktwolke unterhalb der optimal gewachsenen Gruppe nahe der Indikatorenwerte 1 (T/T_p) bzw. 0 (T_{diff} , days_T0.8) erfolgen. Die übrigen, parabelförmigen Ausgleichskurven lassen sich vor diesem Hintergrund ökologisch nicht sinnvoll interpretieren.

Ein weiterer Diskussionspunkt bezüglich der Einschätzung der Indikatorengüte über das Bestimmtheitsmaß ist, dass schlechte R^2 -Werte unter anderem auch dadurch bedingt sind, dass für einige Indikatoren vereinzelte Beobachtungen in den Extrembereichen durch die Regressionskurve überinterpretiert werden (vgl. Plots von PSI und REW in der Abbildung 7.3). Dem gegenüber steht die Tatsache, dass es ein Qualitätsmerkmal eines gut nutzbaren Indikators ist, die in der Natur vorkommenden Standorte ausgewogen über den gesamten Wertebereich zu repräsentieren. Dadurch lassen sich sinnvolle und statistisch unterscheidbare Klassen bilden.

7.4.2 Statistische Signifikanz der Ergebnisse

Für die Qualität der durchgeführten Modellierungen spricht, dass die Bestimmtheitsmaße trotz des sehr komplexen Zusammenhangs zwischen dem Baumwachstum und dem modellierten Wasserhaushalt und aller potenziell konfundierenden Faktoren hohe Werte annehmen. Daher wurde auch geprüft, inwiefern die gute Anpassung durch statistische Eigenschaften der Datensätze bedingt sein kann. In einem statistischen Auswertungsexperiment wurden daher nach gleicher Methodik die höchsten Werte aus 20 Subgruppen gewählt und auf einen fiktiven Indikator bezogen, wobei aber über den gesamten Wertebereich aus der gleichen Normalverteilung ($\mu = 30$, $sd = 5$) gezogen und nur die Größe der Stichprobe variiert wurde (je höher die Werte der Subgruppe, desto mehr Beobachtungen wurden gezogen). Die höheren Maximalwerte in den größeren Stichproben entstehen durch die mit wachsender Stichprobengröße steigende Wahrscheinlichkeit, dass unwahrscheinlichere, größere Werte auch wirklich realisiert werden. Der so gefundene Zusammenhang entspricht näherungsweise den Ergebnissen der Fichtenuntersuchung (Abbildung 7.6).

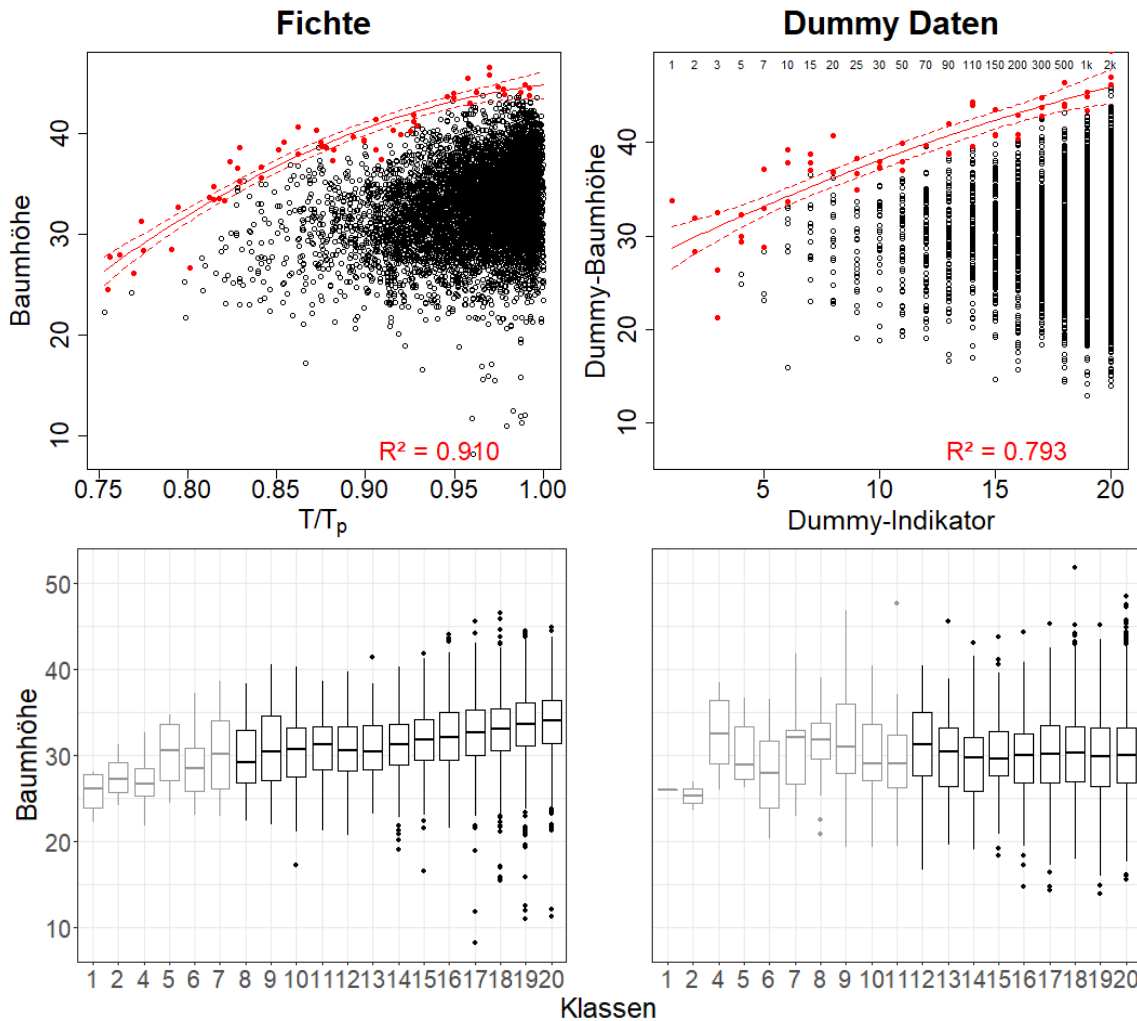


Abbildung 7.6: Darstellung des Zusammenhangs von Baumhöhe zum Transpirationsindex (T/T_p) der Fichtenstandorte (links) und zum Vergleich die mit einheitlichen Parametern kreierte normalverteilte Zufallsdaten (rechts). Über den Gruppen aufgetragen ist die Stichprobengröße der jeweiligen Klasse. Unten die Verteilung der Daten in den 20 Klassen als Boxplot. Ausgegraut sind jene Gruppen, die aufgrund der unzureichenden Datenabdeckung die Annahme der Varianzhomogenität der Residuen verletzen.

Eine einheitliche Verteilung der Datenpunkte über den gesamten Wertebereich wäre vor diesem Hintergrund wünschenswert, ist aber aus ökologischen und forstwirtschaftlichen Gründen schwierig herzustellen. Da auf trockenen Standorten bestimmte trockenheitsanfällige Baumarten wie etwa Fichte eine geringere Konkurrenzkraft und ein höheres Ausfallrisiko haben, werden sie dort seltener angebaut. Gerade die Fichte wurde in der Vergangenheit als profitable Baumart bevorzugt auf optimalen Standorten gepflanzt. Der linke Plot in Abbildung 7.6 stellt daher eine repräsentative Stichprobe dar, in welcher betriebswirtschaftlich rentabler Waldbau als Limitation wirkt. Allein auf dieser Datengrundlage lässt sich nicht abschließend sagen, ob sich bei mehr Datenpunkten im trockenen Bereich die Punktwolke unterhalb der Regressionskurve oder mit einheitlicher Höhe ausbilden würde.

Daher wurde auch die Baumarten Buche, Kiefer und Eiche betrachtet, welche häufiger auf trockeneren Standorten vorkommen. Durch die bessere Verteilung der Datenpunkte lässt sich die Gegenhypothese überprüfen, nach der ein klarer negativer Zusammenhang zwischen Baumhöhen und Transpirationseinschränkung besteht. Hierfür sollten Mediane und möglichst auch die Wertebereiche der Baumhöhen von Subgruppen im trockenen Bereich deutlich unterhalb der Subgruppen im besser wasserversorgten Bereich liegen. In Abbildung 7.7 lässt sich diese Gegenhypothese visuell bestätigen. Mit Hilfe von ANOVAs kann überprüft werden, ob die Verteilungsparameter der Subgruppen signifikant unterschiedlich sind. Sehr kleine Subgruppen im trockenen Bereich, die die Annahme der Varianzhomogenität verletzen, wurden dabei ausgeschlossen. Für den übrigen Datensatz sind sowohl für Buche, Kiefer und Eiche höchst signifikante Unterschiede zwischen den Gruppen zu finden ($p < 0,001$). Dagegen zeigt die ANOVA im Dummy-Datensatz keine Signifikanz ($p > 0,05$). Unterschiede zwischen den Subgruppen sind demnach aller Voraussicht nach ein Effekt des kausalen Zusammenhangs zwischen Indikator und Wuchsleistung. Die Untersuchungen der anderen Baumarten sind daher ein Hinweis darauf, dass sich die Verteilung bei ausreichenden Probestämmen auch beim Fichtendatensatz unterhalb der Regressionskurve ausprägen würde. Durch die Beschaffenheit des Datensatzes lässt sich dies jedoch nicht abschließend belegen.

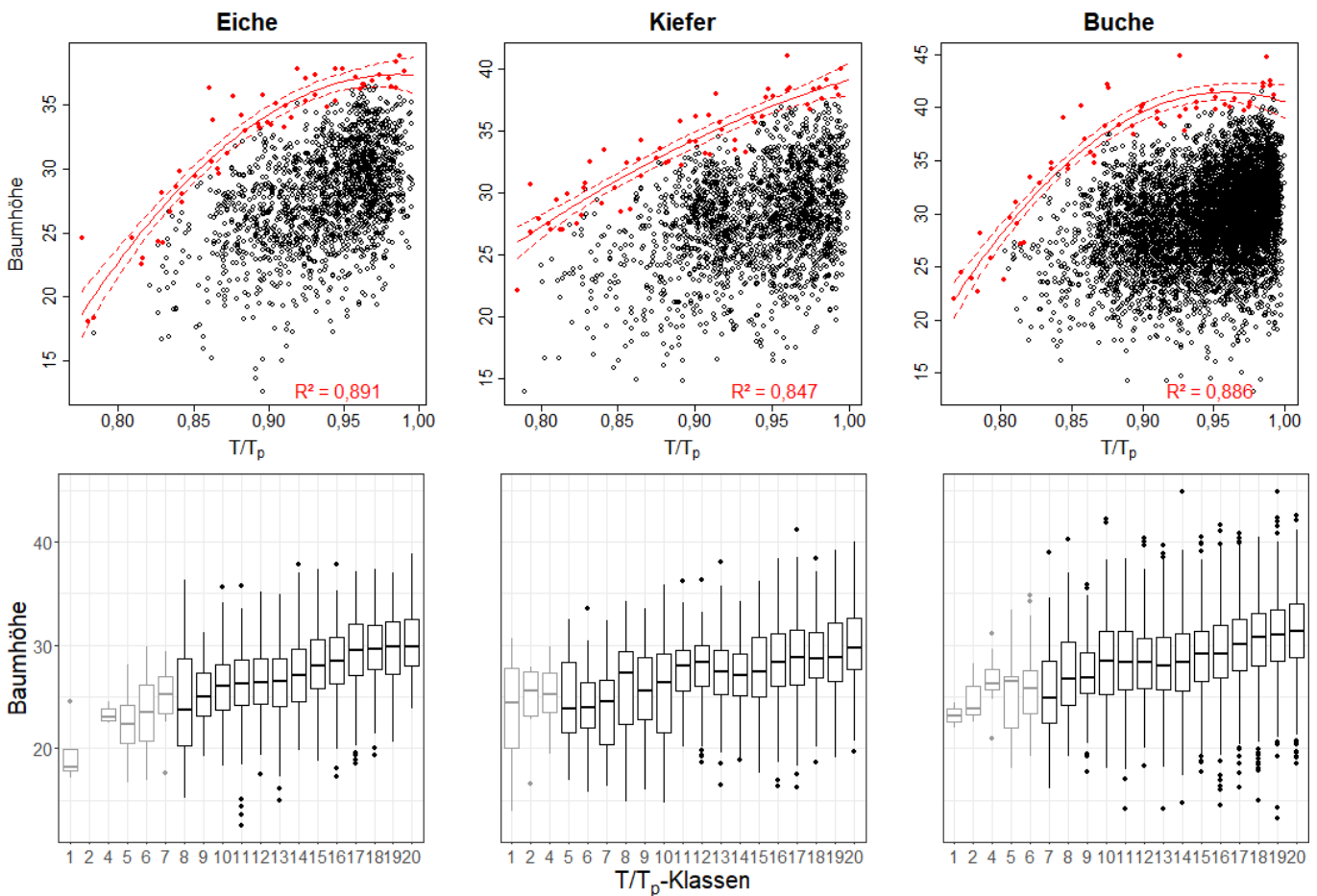


Abbildung 7.7: Zusammenhang zwischen Baumhöhe und T/T_p bei Eiche, Kiefer und Buche im Alter von 85 bis 95 Jahren (oben). Boxplot-Darstellung der Subgruppen (unten). Ausgegraut sind jene Gruppen, die aufgrund der unzureichenden Datenabdeckung die Annahme der Varianzhomogenität der Residuen verletzen.

Zusammenfassend lässt sich im Hinblick auf diesen methodischen Kritikpunkt sagen, dass ein gewisser, aus der statistischen Verteilung der Daten bedingter Effekt auf die Indikatorenprüfung nicht vollständig ausgeschlossen werden kann. Die Menge der Datenpunkte in einem gewissen Intervall hat einen Effekt auf die realisierte Streuung in jenem Bereich. Die ungleiche Verteilung der Datenpunkte begünstigt Ausreißer im gutwüchsigen Bereich und fördert so die Ausbildung der erwarteten Sättigungskurve. Dennoch bestätigen auch einige Beobachtungen die Hypothese, dass ein kausaler Zusammenhang zwischen dem Trockenheitsindikator T/T_p und der Zielvariable Baumhöhe besteht. Zunächst ist er ökologisch und pflanzenphysiologisch begründbar. Darüber hinaus zeigt sich der Zusammenhang deutlicher bei den Baumarten, die eine einheitlichere Werteverteilung aufweisen (Abbildung 7.7). Schließlich lässt sich über ANOVAs belegen, dass sich Subgruppen signifikant unterscheiden. Dies widerspricht der rein stochastischen Erklärung und bestätigt umgekehrt die Hypothese, dass die Wasserverfügbarkeit als limitierender Faktor wirkt und somit ein kausaler Zusammenhang zu den gemessenen Baumhöhen besteht. Auch die Abwesenheit von Ausreißern oberhalb der Regressionskurven (insbesondere auf trockeneren Standorten) unterstützt die getroffene Annahme.

7.4.3 Indikatorenselektion und inhärente Grenzen der Indikatoren

Zur Kennzeichnung von Trockenstress unter aktuellen und zukünftigen Klimabedingungen können prinzipiell verschiedene Indikatoren eingesetzt werden (Speich, 2019). Für die dynamische Abbildung des Standortwasserhaushalts wurde mit T/T_p ein Indikator ausgewählt, der einen direkten inhaltlichen Bezug zur Wasserhaushaltsansprache im Gelände hat. Diese theoretisch begründbare Auswahl konnte auch durch den dargestellten Indikatorenvergleich bestätigt werden. Man sollte jedoch beachten, dass die vom Indikator beschriebene Einschränkung der Transpiration nicht immer und nicht sofort auch zu einer deutlichen Wachstumseinschränkung führen muss (Faticchi et al., 2014). Insbesondere bei der gemittelten Anwendung dieses Indikators über einen längeren Zeitraum wird die Standortseigenschaft der durchschnittlichen Wasserverfügbarkeit beschrieben und nicht der aktuelle Wasserstatus des Bestandes in einem Trockenjahr mit deutlichen Zuwachseinbrüchen (Schulte-Bisping & Beese, 2013). Bei einem ausreichend großen Datensatz und ausreichend langen Modellierungszeiträumen scheint sich der Zusammenhang zwischen Transpirations- und Wachstumseinschränkung jedoch auch messbar auszuprägen.

Bei der Indikatorenauswahl sollte neben der Korrelation zur Zielvariablen (hier: Baumhöhe) auch die ökologische Aussagekraft der jeweiligen Indikatoren nicht unbeachtet bleiben. So können zwei Indikatoren, die z.B. über große Niederschlags- und Temperaturgradienten recht ähnlich zeichnen, unter Trockenstressbedingungen sehr unterschiedlich reagieren. Dieses ungleiche Verhalten lässt sich gut am Beispiel des Transpirationsindex T/T_p und der relativen Bodenwasserfüllung (REW) verdeutlichen. So kann es z.B. auch bei REW-Werten unter der kritischen Grenze von 0,4 (Granier et al., 2007; Maseyk et al., 2008) zu einem Anstieg der Transpiration und damit des Transpirationsquotienten kommen, wenn durch Niederschlagsereignisse in Trockenheitsperioden nur die obersten Bodenschichten mit ihrer hohen Durchwurzelungsintensität (Ahrends et al., 2010; Federer et al., 2003) befeuchtet werden. Vom Standpunkt des REW Indikators würde man bei der pflanzenverfügbaren Wassermenge im effektiven Wurzelraum von unter 40 % weiterhin mit geschlossenen Stomata und einer entsprechenden Verdunstungseinschränkung rechnen (Granier et al., 1999). Gleiches gilt im umgekehrten Fall, wenn durch oberflächliche Austrocknung Grenzwerte des pflanzenverfügbaren Wassers im Profil potenziell schon unterschritten werden, obwohl die Transpiration durch eine ausreichende Wassermenge in den tieferen Schichten noch weitgehend aufrechterhalten werden kann.

7.5 Schlussfolgerungen

Der Transpirationsindex ist als Indikator für die Wasserverfügbarkeit am Standort inhaltlich am nächsten an dem Vorgehen der forstlichen Standortskartierung. Bei der Kartierung der Wasserhaushaltsstufen wird ein direkter Bezug zur Bestandeshöhe aufgebaut. Dieser theoretisch begründete Zusammenhang wird bei unseren Untersuchungen auch durch den Indikatorvergleich mit Hilfe von Höhenmessungen an den Standorten der Betriebsinventur in Baden-Württemberg bestätigt. Entsprechend konnte so ein Indikator ausgewählt werden, der einen direkten Bezug zum Vorgehen und zur Einschätzung der Standortskartierung aufweist und mit dem Modellsystem LWF-Brook90 flächenhaft in täglicher Auslösung umgesetzt werden kann.

7.6 Literatur

- Ahrends, B.; Heitkamp, F.; Buresch, M.; Evers, J.; Hentschel, S.; Bialozyt, R., & Meesenburg, H. (2023): Neue Herausforderungen an das Waldmanagement: Möglichkeiten und Grenzen des "Digital Soil Mapping" bei der Bereitstellung flächenhafter Datensätze für die Forstplanung am Beispiel von Hessen Allg. Forst- u. J.-Ztg., 192, 193-218.
- Ahrends, B.; Hafner, S.; Evers, J.; Steinicke, C.; Schmidt, W., & Meesenburg, H. (2016): Regionalisierung bodenphysikalischer Parameter für Waldstandorte in Sachsen-Anhalt - Unsicherheitsbetrachtung an Standorten verschiedener Umweltmessnetze. Beiträge aus der NW-FVA, 14, 1-13.
- Ahrends, B.; Penne, C., & Panferov, O. (2010): Impact of target diameter harvesting on spatial and temporal pattern of drought risk in forest ecosystems under climate change conditions. The Open Geography Journal, 3, 91-102.
- AK Standortskartierung (1996): Forstliche Standortsaufnahme. IHW, Eching, Germany, 5. Aufl., 352 S.
- Ameztegui, A.; Cabon, A.; De Cáceres, M., & Coll, L. (2017): Managing stand density to enhance the adaptability of Scots pine stands to climate change: A modelling approach. Ecological Modelling, 356, 141-150.
- Barkaoui, K.; Navas, M.-L.; Roumet, C.; Cruz, P., & Voltaire, F. (2017): Does water shortage generate water stress? An ecohydrological approach across Mediterranean plant communities. Functional Ecology, 31(6), 1325-1335.
- Bhuyan, U.; Zang, C., & Menzel, A. (2017): Different responses of multispecies tree ring growth to various drought indices across Europe. Dendrochronologia, 44, 1-8.
- Bottero, A., Forrester, D. I., Cailleret, M., Kohnle, U., Gessler, A., Michel, D., Bose, A., Bauhus, J., Bugmann, H., Cuntz, M., Gillerot, L., Hanewinkel, M., Lévesque, M., Ryder, J., Sainte-Marie, J., Schwarz, J., Yousefpour, R., Zamora-Pereira, J.C., & Rigling, A. (2021). Growth resistance and resilience of mixed silver fir and Norway spruce forests in central Europe: Contrasting responses to mild and severe droughts. Global change biology, 27(18), 4403-4419.
- Braun, S. (2015): Die Eignung verschiedener Trockenstressindices zur Abschätzung des Trockenheitsrisikos für den Wald und standortspezifische Entwicklung 2050/2100. Schlußbericht eines Projekts im Forschungsprogramm "Wald und Klimawandel" von BAUFU und WSL. Schönenbuch, Institut für Angewandte Pflanzenbiologie, 56 S.
- Condés, S., & García-Robredo, F. (2012): An empirical mixed model to quantify climate influence on the growth of *Pinus halepensis* Mill. stands in South-Eastern Spain. Forest Ecology and Management, 284, 59-68.
- Czajkowski, T.; Ahrends, B., & Bolte, A. (2009): Critical limits of soil water availability (CL-SWA) in forest trees - an approach based on plant water status. vTI agriculture and forest research, 59(2), 87-93.
- Dai, A. (2011): Drought under global warming: a review. WIREs Climate Change, 2(1), 45-65.
- De Cáceres, M.; Martínez-Vilalta, J.; Coll, L.; Llorens, P.; Casals, P.; Poyatos, R.; Pausas, J. G., & Brotons, L. (2015): Coupling a water balance model with forest inventory data to predict drought stress: the role of forest structural changes vs. climate changes. Agricultural and Forest Meteorology, 213, 77-90.
- De Martonne, E. (1926): Une nouvelle fonction climatologique: L'indice d'aridité. La Météorologie, 2, 449-458.
- Faticchi, S.; Leuzinger, S., & Körner, C. (2014): Moving beyond photosynthesis: from carbon source to sink-driven vegetation modeling. New Phytologist, 201(4), 1086-1095.
- Federer, C. A.; Vörösmarty, C., & Feketa, B. (2003): Sensitivity of annual evaporation to soil and root properties in two models of contrasting complexity. J. Hydrometeorol., 4, 1276-1290.
- Frehner, M.; Remund, J.; Walthert, L.; Kägi, M.; Rihm, B., & Brang, P. (2011): Schätzung standortspezifischer Trockenstressrisiken in Schweizer Wäldern. Schlussbericht / Version 2.3. eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landwirtschaft - Forschungsprogramm Wald und Klimawandel Bern, 56 S.
- Führer, E.; Horváth, L.; Jagodics, A.; Machon, A., & Szabados, I. (2011): Application of a new aridity index in Hungarian forestry practice. Idojaras, 115, 205-216.
- Gauer, J.; Feger, K. H., & Schwärzel, K. (2011): Erfassung und Bewertung des Wasserhaushalts von Waldstandorten in der forstlichen Standortskartierung: Gegenwärtiger Stand und künftige Anforderungen. Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz, 12, 7-16.
- Giuggiola, A., Bugmann, H., Zingg, A., Dobbertin, M., & Rigling, A. (2013). Reduction of stand density increases drought resistance in xeric Scots pine forests. Forest Ecology and Management, 310, 827-835.
- Granier, A.; Breda, N.; Biron, P., & Villette, S. (1999): A lumped water balance model to evaluate duration and intensity of drought constraints in forest stands. Ecol. Modelling, 116, 269-283.
- Granier, A.; Reichstein, M.; Breda, N.; Janssens, I. A.; Falge, E.; Ciais, P.; Grunwald, T.; Aubinet, M.; Berbigier, P.; Bernhofer, C.; Buchmann, N.; Facini, O.; Grassi, G.; Heinesch, B.; Ilvesniemi, H.; Keronen, P.; Knohl, A.; Koster, B.; Lagergren, F.; Lindroth, A.; Longdoz, B.; Loustau, D.; Mateus, J.; Montagnani, L.; Nys, C.; Moors, E.; Papale, D.; Peiffer, M.; Pilegaard, K.; Pita, G.; Pumpanen, J.; Rambal, S.; Rebmann, C.; Rodrigues, A.; Seufert, G.; Tenhunen, J.; Vesala, T., & Wang, O. (2007): Evidence for soil water control on carbon and water dynamics in European forests during the extremely dry year: 2003. Agricultural and Forest Meteorology, 143(1-2), 123-145.
- Grier, C. G., & Running, S. W. (1977): Leaf Area of Mature Northwestern Coniferous Forests: Relation to Site Water Balance. Ecology, 58, 893-899.
- Gu, L.; Pallardy, S. G.; Hosman, K. P., & Sun, Y. (2016): Impacts of precipitation variability on plant species and community water stress in a temperate deciduous forest in the central US. Agricultural and Forest Meteorology, 217, 120-136.

- Hauck, M., Zimmermann, J., Mascha, J., Dulamsuren, C., Bade, C., Ahrends, B. & Leuschner, C. (2012). Rapid recovery of stem growth at reduced SO₂ levels suggests a major contribution of foliar damage in the pollutant-caused dieback of Norway spruce during the late 20th century. *Environ. Pollut.*, 164, 132-141.
- Heim, R. R., Jr. (2002): A Review of Twentieth-Century Drought Indices Used in the United States. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 83, 1149-1165.
- Heitkamp, F.; Ahrends, B.; Evers, J.; Steinicke, C., & Meesenburg, H. (2020): Inference of forest soil nutrient regimes by integrating soil chemistry with fuzzy-logic: regionwide application for stakeholders of Hesse, Germany. *Geoderma Reg.*, 23, e00340.
- Heitkamp, F., Ahrends, B., Evers, J. & Meesenburg, H. (2021) Spatial 3D mapping of forest soil carbon stocks in Hesse, Germany. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, <https://doi.org/10.1002/jpln.202100138>.
- Hogg, E. H.; Barr, A. G., & Black, T. A. (2013): A simple soil moisture index for representing multi-year drought impacts on aspen productivity in the western Canadian interior. *Agricultural and Forest Meteorology*, 178-179, 173-182.
- Kempes, C. P.; Myers, O. B.; Breshears, D. D., & Ebersole, J. J. (2008): Comparing response of *Pinus edulis* tree-ring growth to five alternate moisture indices using historic meteorological data. *Journal of Arid Environments*, 72(4), 350-357.
- Laubhann, D., Sterba, H., Reinds, G.J. & DeVries, W. (2009). The impact of atmospheric deposition and climate on forest growth in European monitoring plots: An individual tree growth model. *For. Ecol. Manage.*, 258, 1751-1761.
- Liu, C.; Yang, C.; Yang, Q., & Wang, J. (2021): Spatiotemporal drought analysis by the standardized precipitation index (SPI) and standardized precipitation evapotranspiration index (SPEI) in Sichuan Province, China. *Scientific Reports*, 11(1), 1280.
- Maseyk, K. S.; Lin, T.; Rotenberg, E.; Grünzweig, J. M.; Schwartz, A., & Yakir, D. (2008): Physiology-phenology interactions in a productive semi-arid pine forest. *New Phytologist*, 178, 603-616.
- McKee, T. B.; Doesken, N. J., & Kleist, J. R. (1993): The relationship of drought frequency and duration to time scale. *Proceedings of 8th Conference on Applied Climatology, Anaheim*, 179-184.
- Meusburger, K.; Trotsiuk, V.; Schmidt-Walter, P.; Baltensweiler, A.; Brun, P.; Bernhard, F.; Gharun, M.; Habel, R.; Hagedorn, F.; Köchli, R.; Psomas, A.; Puhlmann, H.; Thimonier, A.; Waldner, P.; Zimmermann, S., & Walthert, L. (2022): Soil-plant interactions modulated water availability of Swiss forests during the 2015 and 2018 droughts. *Global Change Biology*, 28(20), 5928-5944.
- Myers, B. J. (1988): Water stress integral-a link between short-term stress and long-term growth. *Tree Physiol*, 4(4), 315-323.
- Neuner, S., Albrecht, A., Cullmann, D., Engels, F., Griess, V. C., Hahn, W. A., Hahnwinkel, M., Härtl, F., Kölling, C., Staupendahl, K. & Knoke, T. (2015). Survival of Norway spruce remains higher in mixed stands under a dryer and warmer climate. *Global change biology*, 21(2), 935-946.
- Netherer, S., Matthews, B., Katzensteiner, K., Blackwell, E., Henschke, P., Hietz, P., Pennerstorfer, J., Rosner, S., Kikuta, S., Schume, H., & Schopf, A. (2015). Do water-limiting conditions predispose Norway spruce to bark beetle attack?. *New Phytologist*, 205(3), 1128-1141.
- Petzold, R.; Benning, R., & Gauer, J. (2016): Bodeninformationen in den verschiedenen Standortserkundungssystemen Deutschlands: Gegenwärtiger Stand und Perspektiven. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz*, 16, 7-17.
- Piedallu, C.; Gégout, J.-C.; Perez, V., & Lebourgeois, F. (2013): Soil water balance performs better than climatic water variables in tree species distribution modelling. *Global Ecology and Biogeography*, 22(4), 470-482.
- Pretzsch, H., Biber, P., Schütze, G., Uhl, E. & Rötzer, T. (2014). Forest stand growth dynamics in Central Europe have accelerated since 1870. *Nature communications*, 5, 5967.
- Puhlmann, H.; Schmidt-Walter, P.; Hartmann, P.; Meesenburg, H., & von Wilpert, K. (2019): Soil Water Budget and Drought Stress. In: N. Wellbrock, A. Bolte (Eds.): *Status and Dynamics of Forests in Germany: Results of the National Forest Monitoring, Ecological Studies*, 237, 55-91.
- Rambal, S.; Lempereur, M.; Limousin, J. M.; Martin-Stpaul, N. K.; Ourcival, J. M., & Rodríguez-Calcerrada, J. (2014): How drought severity constrains gross primary production(GPP) and its partitioning among carbon pools in a *Quercus ilex* coppice? *Biogeosciences*, 11(23), 6855-6869.
- Riek, W.; Wessolek, G., & Lührte V., A. (1995): Wasserhaushalt und Dickenwachstum von Kiefern (*Pinus sylvestris*) im Raum Berlin. *Allg. Forst- u. J.-Ztg.*, 166(7), 138-144.
- Ruhk, S., Poschenrieder, W., Heym, M., & Pretzsch, H. (2020). Drought Resistance of Norway Spruce (*Picea abies* [L.] Karst) and European Beech (*Fagus sylvatica* [L.]) in Mixed vs. Monospecific Stands and on Dry vs. Wet Sites. From Evidence at the Tree Level to Relevance at the Stand Level. *Forests*, 11(6), 639.
- Schmidt, M., Nuske, R. & Ahrends, B. (2018) Standortsensitive Wachstumsfunktionen zur Abschätzung des zukünftigen Wachstumspotentials von Waldbeständen und Einzelbäumen unter Klimawandel. Tagungsband zur Jahrestagung der Sektion Ertragskunde im DVFFA vom 14.-16. 05. 2018, Víglaš/Slowakei (eds J. Klädtke & U. Kohnle), pp. 121-140. http://sektionertragskunde.fvabw.de/2018/14_Schmidt.pdf.
- Schulte-Bisping, H., & Beese, F. (2013): 50-jährige Zeitreihe der Dynamik des Wasserhaushaltes eines Buchen-Kiefern-Altbestandes in Brandenburg. *Forstarchiv*, 84, 119-126.
- Schmidt-Walter, P. Trotsiuk, V., Meusburger, K., Zacios, M., Meesenburg, H. (2020): Advancing simulations of water fluxes, soil moisture and drought stress by using the LWF-Brook90 hydrological model in R. *Agricultural and Forest Meteorology*, 291, 108023.
- Schwärzel, K.; Feger, K. H.; Häntzschel, J.; Menzer, A.; Spank, U.; Clausnitzer, F.; Köstner, B., & Bernhofer, C. (2009): A novel approach in model-based mapping of soil water conditions at forest sites. *Forest Ecology and Management*, 258, 2163-2174.
- Sohn, J. A., Hartig, F., Kohler, M., Huss, J., & Bauhus, J. (2016). Heavy and frequent thinning promotes drought adaptation in *Pinus sylvestris* forests. *Ecological Applications*, 26(7), 2190-2205.

- Sohn, J. A., Saha, S., & Bauhus, J. (2016). Potential of forest thinning to mitigate drought stress: A meta-analysis. *Forest Ecology and Management*, 380, 261-273.
- Speich, M. J. R. (2019): Quantifying and modeling water availability in temperate forests: a review of drought and aridity indices. *iForest*, 12, 1-16.
- Steckel, M., Del Río, M., Heym, M., Aldea, J., Bielak, K., Brazaitis, G., Černý, J., Coll, L., Collet, C., Ehbrecht, M., Jansons, A., Nothdurft, A., Pach, M., Pardos, M., Ponette, Q., Reventlow, D. O. J., Sitko, R., Svoboda, M., Vallet, P., Wolff, B., & Pretzsch, H. (2020). Species mixing reduces drought susceptibility of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) and oak (*Quercus robur* L., *Quercus petraea* (Matt.) Liebl.)—Site water supply and fertility modify the mixing effect. *Forest Ecology and Management*, 461, 117908.
- Thiele, J. C.; Nuske, R.; Ahrends, B.; Panferov, O.; Albert, M.; Staupendahl, K.; Junghans, U.; Jansen, M., & Saborowski, J. (2017): Climate change impact assessment—A simulation experiment with Norway spruce for a forest district in Central Europe. *Ecol. Model.*, 346, 30-47.
- Vicente-Serrano, S. M.; Begueria, S., & Lopez-Moreno, J. I. (2010): A multiscalar drought index sensitive to global warmings: the standardized precipitation evapotranspiration index. *Journal of Climate*, 23, 1696-1718.
- Vilhar, U. (2016): Comparison of drought stress indices in beech forests: a modelling study. *iForest*, 9, 635-642.
- Von Wilpert, K.; Hartmann, P.; Puhmann, H.; Schmidt-Walter, P.; Meesenburg, H.; Müller, J., & Evers, J. (2016): Bodenwasserhaushalt und Trockenstress. In: N. Wellbrock, A. Bolte, H. Flessa (Eds.): *Dynamik und räumliche Muster forstlicher Standorte in Deutschland*. Thünen Report, 43, 343-386.
- Wagner, M.; Suttmöller, J.; Nagel, R.-V.; Rudolf, J.; Hansen, J.; Ahrends, B.; Meesenburg, H.; Fleck, S.; Scheler, B.; Evers, J.; Paar, U.; Noltensmeier, A.; Nagel, J.; Spellmann, H., & Eichhorn, J. (2016): Zukünftige Entwicklung der Wasserverfügbarkeit und ihre Bedeutung für das Wachstum der Buche in Hessen. In: *NWFVA: Gefährdungen der Ökosystemdienstleistungen von Wäldern*. Fachtagung vom 9. bis 10. Oktober 2014 in Göttingen. *Beitr. aus der NW-FVA Göttingen*, 14, 147-172.
- Walthert, L.; Scherler, M.; Stähli, M.; Huber, M.; Baltensweiler, A.; Ramirez-Lopez, L., & Papritz, A. (2015): Böden und Wasserhaushalt von Wäldern und Waldstandorten der Schweiz unter heutigem und zukünftigem Klima (BOWA-CH). Birmensdorf, Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL; Zürich, Eidg. Technische Hochschule, 117 S.
- Weber-Blaschke, G., Heitz, R., Blaschke, M., & Ammer, C. (2008). Growth and nutrition of young European ash (*Fraxinus excelsior* L.) and sycamore maple (*Acer pseudoplatanus* L.) on sites with different nutrient and water statuses. *European Journal of Forest Research*, 127(6), 465-479.
- Wells, N.; Goddard, S., & Hayes, M. J. (2004): A Self-Calibrating Palmer Drought Severity Index. *Journal of Climate*, 17, 2335-2351.
- Zhang, J., Huang, S., & He, F. (2015). Half-century evidence from western Canada shows forest dynamics are primarily driven by competition followed by climate. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112(13), 4009-4014.
- Zierl, B. (2001): A water balance model to simulate drought in forested ecosystems and its application to the entire forested area in Switzerland. *Journal of Hydrology*, 242(1-2), 115-136.
- Zierl, B. (2004). A simulation study to analyse the relations between crown condition and drought in Switzerland. *Forest Ecology and Management*, 188(1-3), 25-38.