

## 10 Trockenstressgefährdung der Baumarten im Harz und Tiefland Niedersachsens

*Stefan Fleck, Bernd Ahrends, Henning Meesenburg*

### 10.1 Einleitung

Durch den Klimawandel und andere Umweltbelastungen werden Wälder zukünftig Umweltfaktoren ausgesetzt sein, die sich in ihrer Kombination, Intensität und Dynamik grundsätzlich von denen der Vergangenheit unterscheiden (Ahrends et al., 2009; Jansen et al., 2008). In Mitteleuropa werden mit der globalen Erwärmung häufigere und länger andauernde Hitzeperioden mit geringen Niederschlägen auftreten (Grillakis, 2019; Samaniego et al., 2018; Thiele et al., 2017; Ziche et al., 2021). Schon die sich bereits vollziehenden Klimaveränderungen zeigen z.B. für die Jahre 2018 – 2020 für große Teile Europas eine beispiellose Häufung an Trockenperioden (Buras et al., 2020; Rakovec et al., 2022). Neben direkten Auswirkungen der Trockenheit zeigt sich eine erhöhte Anfälligkeit für Schaderreger (Dobbertin et al., 2007; Patacca et al., 2023). Für die Forstplanung ergeben sich so neue und gesteigerte Herausforderungen, da sie zunehmend zeitlich dynamische Informationen und auch Projektionen der zukünftigen Umweltbedingungen berücksichtigen muss (Ahrends et al., 2023).

Eine Möglichkeit, die damit verbundenen Unwägbarkeiten zu verringern, sind Simulationsstudien, die sich mit den neuen Dynamiken und Mechanismen befassen (Thiele et al., 2009, 2017). Sie erlauben auf der Basis von Klimaszenarien (Wehberg & Böhner, 2023) und Baumarteigenschaften (Fleck et al., 2023a; Weis et al., 2023) eine Einschätzung von durchschnittlichem Niveau und Variabilität des Trockenstresses, dem die Bestände in der Vergangenheit und der Zukunft ausgesetzt waren und sein werden. Räumlich explizite Standortinformationen sind dafür eine unverzichtbare Grundlage (Petzold et al., 2014; Thiele et al., 2017), die wegen ihrer hohen räumlichen Auflösung nur von der forstlichen Standortkartierung bereitgestellt werden kann. Da die Kartierungen der forstlichen Standorte zum Teil schon Jahrzehnte zurückliegen, bietet die vorliegende Simulationsstudie darüber hinaus die Möglichkeit, die Bedeutung der Wasserhaushalts-Kategorien der Standortkartierung für die erwartete Trockenstressbelastung der Baumarten zu analysieren und die Dynamik dieser Beziehung unter Klimawandelbedingungen einzuschätzen.

Eine praktische Forstplanung und Risikoeinschätzung erfordert nicht nur die Simulation an Einzelstandorten, sondern die flächenhafte Modellierung auf Landschaftsebene. Hierfür bietet das mechanistische Wasserhaushaltsmodell LWF-Brook90 (Hammel & Kennel, 2001) mit seiner länderübergreifenden und artspezifischen Parametrisierung (Fleck et al., 2023a; Weis et al., 2023) gute Voraussetzungen.

Neben der vergangenen Entwicklung des mittleren Trockenstressrisikos der Baumarten wird auch die aktuelle Trockenstressentwicklung der Fichte in den Trockensommern von 2018 – 2020 analysiert und in den Zusammenhang der längerfristigen Klimaveränderungen gestellt. Die für die Abschätzung der zukünftigen Entwicklung zur Verfügung gestellten Klimaprojektionen werden mit dem bisherigen Verlauf von Temperatur und Niederschlägen im Harz verglichen, um ihre Plausibilität einstufen zu können. Im Tiefland wird die standörtliche Variabilität insbesondere durch den Wechsel von grundwassernahen und grundwasserfernen Standorten geprägt. Für die boden- und baumartabhängige Berechnung des kapillaren Aufstiegs auf den grundwassernahen Standorten wird daher eine neue, bisher nicht in LWF-Brook90 enthaltene Korrekturrechnung verwendet.

In Szenariensimulationen soll insbesondere die Frage untersucht werden, ob das Trockenstressrisiko je nach Baumartenwahl unterschiedlich ist. Mögliche zukünftige Effekte der heutigen Baumartenwahl können so durch die Modellierung aufgezeigt werden.

Im Folgenden wird beschrieben, wie sich die Standortkartierung in eine Bodenparametrisierung von LWF-Brook90 übersetzen lässt und welche Relief-, Grundwasser-, Klima- und Bestandesinformationen verwendet wurden. Für den Harz und die Tieflandregion Fuhrberger Feld wird dann die großflächige Anwendung des Modellsystems dargestellt, insbesondere im Hinblick auf die bisherige und zukünftige Trockenstressgefährdung der Baumarten.

## 10.2 Methoden

### 10.2.1 Die Testregionen Harz (Niedersachsen) und Fuhrberger Feld

Die Testregionen in Niedersachsen wurden so ausgewählt, dass beide Anwendungsbereiche des Geländeökologischen Schätzrahmens (NFP, 2007; NFP & LLUR, 2009) der Forstlichen Standortaufnahme des Niedersächsischen Forstplanungsamtes Wolfenbüttel (NFP) Berücksichtigung finden. Für den Anwendungsbereich: „*Mittelgebirge, Bergland und Hügelland*“ wurde der Harz und für den Anwendungsbereich: „*Pleistozänes (Diluviales) Flachland*“ wurde das Fuhrberger Feld ausgewählt.

Der **niedersächsische Harz** umfasst den gesamten westlich und südwestlich des Brockenmassivs angrenzenden Westteil des Gebirges (Waldfläche 771 km<sup>2</sup>), der von Taleinschnitten abgesehen oberhalb von 400 m ü. NN liegt und an den Gebirgsrändern steil zum umgebenden Flachland hin abfällt. Die mit über 900 m höchsten Erhebungen liegen entweder am Rand des Brockenmassivs (Granit) oder im Bereich des Quarzitzugs Acker-Bruchberg, der die Region ungefähr in zwei Hälften teilt: Im nordwestlichen Teil (Oberharz und Hochharz) kommen zu den verbreiteten und kleinräumig wechselnden Ausgangsmaterialien Grauwacke, Tonschiefer, Kieselschiefer, Diabas, Sandstein, Kalkstein, Phyllit, Porphyrit und Konglomerate noch Quarzit, Granit, Gabbro und Gneis hinzu (Schröder & Fiedler, 1975). Die Bodenmächtigkeiten sind aufgrund der Gebirgslage überwiegend gering (unter 1 m), Profile mit lössbeeinflussten Hauptlagen direkt über der gesteinsgeprägten Basislage sind am weitesten verbreitet, auf Quarzit und Granit sind Podsole typisch (Gehrt et al., 2021). Die Bodenart ist oft schluffgeprägt, mit hohem Skelettanteil. Wegen der Höhenlage ist die Region außerordentlich niederschlagsreich und kühl. Die oft sauren Böden haben bisweilen mächtige Humusaufgaben und sind in den höheren Lagen mit Fichte und in den tieferen Lagen überwiegend mit Buche bestockt.

Das Trinkwasserschutzgebiet **Fuhrberger Feld** in der Abgrenzung nach Böttcher et al. (1999) liegt mit einer Waldfläche von ca. 119 km<sup>2</sup> etwa 30 km nördlich von Hannover im Bereich der nordwestdeutschen Altmoränenlandschaften (Geestniederung). Die 2-3 m mächtigen, glazifluviatilen, silikatarmen Fein- bis Mittelsande an der Oberfläche sind typisch für das norddeutsche Flachland und sind je nach Grundwasserflurabstand zu Gley-Podsolen oder Podsolen entwickelt (Ahrends, 2008). Der Porengrundwasserleiter wird von 20-30 m mächtigen quartären Sanden gebildet, die tertiären Tonsteinen oder kreidezeitlichen Ton-, Tonmergel und Mergelsteinen aufliegen (Lillich et al., 1973). Der Grundwasserflurabstand variierte ursprünglich zwischen wenigen Dezimetern in den Talsandgebieten bis zu über 20 Metern in den Bereichen der Hohen Geest. In weiten Teilen der Region liegt er heute allerdings zwischen 1 bis 4 m, hervorgerufen durch vertiefte Vorflut und erhöhte Trinkwasserentnahme. Wegen Grundwasserabsenkungen findet man heute oft noch Relikte ursprünglicher Gley-Podsole mit Grundwasserflurabständen von mehr als zwei Metern. Die Nährstoffversorgung der Waldbestände (überwiegend Kiefer) ist auf den unverlehnten und silikatarmen Sanden im Allgemeinen schwach. Für die Bestände gewährleistet das Grundwasser ein ständiges Wasserangebot im wurzelerreichbaren Raum, wodurch die Wasserversorgung auch in Trockenzeiten gesichert ist (Stüber et al., 1999).

### 10.2.2 Reliefinformationen

Als Höhenmodell wurde ein digitales Geländemodell mit einer Rasterweite von 25 m verwendet. Aus diesem wurden die Hangneigung und die Exposition mit ArcGIS abgeleitet. Die Zuordnung der Rasterwerte zu den Polygonen der Standortkartierung erfolgte über zonale Statistik. Die Geländehöhe und die Hangneigung der Polygone wurden als Mittelwerte berechnet. Bei der Exposition (0-360°) wurde der Median verwendet.

### 10.2.3 Standörtliche Grundlagen für die Projektregionen

Die niedersächsische Standortkartierung unterscheidet mit zwei verschiedenen Schätzrahmen zwischen dem Mittelgebirge, Berg- und Hügelland (NFP, 2007) und dem pleistozänen (diluvialen) Tiefland (NFP & LLUR, 2009). Sie wurde in den Projektregionen Harz (Niedersachsen) und Fuhrberger Feld flächendeckend für die Waldflächenpolygone der Standortkartierung angewendet. Zusätzlich liegen Bodenprofilaufnahmen von zahlreichen standortkundlich erfassten Waldstandorten in Niedersachsen vor, die den in den Projektregionen vorkommenden Standortstypen entsprechen.

In der niedersächsischen Standortkartierung werden Lageparameter wie Steilabsturz, Hangfuß oder Kuppe und ihre Beziehung zum Wasserhaushalt von Bergland- bzw. Tieflandstandorten in der Wasserhaushaltszahl (WHZ, 1-

29, bzw. 31-44) verschlüsselt. Das Bodensubstrat und die Bodenschichtung werden in der Substratzahl (1-7 bzw. 1-9) und der Lagerungszahl (bis zu 8 bzw. 9 Unterscheidungen) kategorisiert und die Nährstoffausstattung in der Nährstoffzahl (einheitlich 1-6). Diese Kategorien sind jeweils anhand von auffindbaren Merkmalen beschrieben und ergeben in ihrer Kombination den Grundtyp eines Standorts. Zusätzlich gibt es die Möglichkeit, weitere Besonderheiten und Differenzierungen als Variante des Grundtyps festzuhalten (weitere 69 Unterscheidungsmerkmale). Insgesamt ist die für das Bodenprofil bedeutende Information dadurch auf mehrere Variablen verteilt – eine Zuordnung von physikalischen Bodeneigenschaften wie Korngrößenzusammensetzung oder Trockenrohddichte zu den Standortstypen existiert nicht. Aus diesem Grund musste die Zuordnung anhand der vorliegenden Bodenprofildaten von zahlreichen standortkundlich erfassten Waldstandorten erst generiert werden. Hierfür wurden die Horizontabfolge und Horizontmächtigkeiten aller zu einem Standortstyp vorliegenden Profile verglichen und durch Mittelwertbildung der nach Experteneinschätzung relevanten Merkmale ein Leitprofil erstellt (Abbildung 10.1). Fehlende Bodenprofile wurden unter Berücksichtigung der verfügbaren Standortinformationen aus bestehenden Profilinformatoren abgeleitet. Dabei wurde mindestens nach den Grundtypen unterschieden und bei ausreichender Datengrundlage auch nach Varianten differenziert (Abbildung 10.2). Weitere Informationen zu der Aggregationsmethode sind bei Hafner et al. (2017) zu finden.

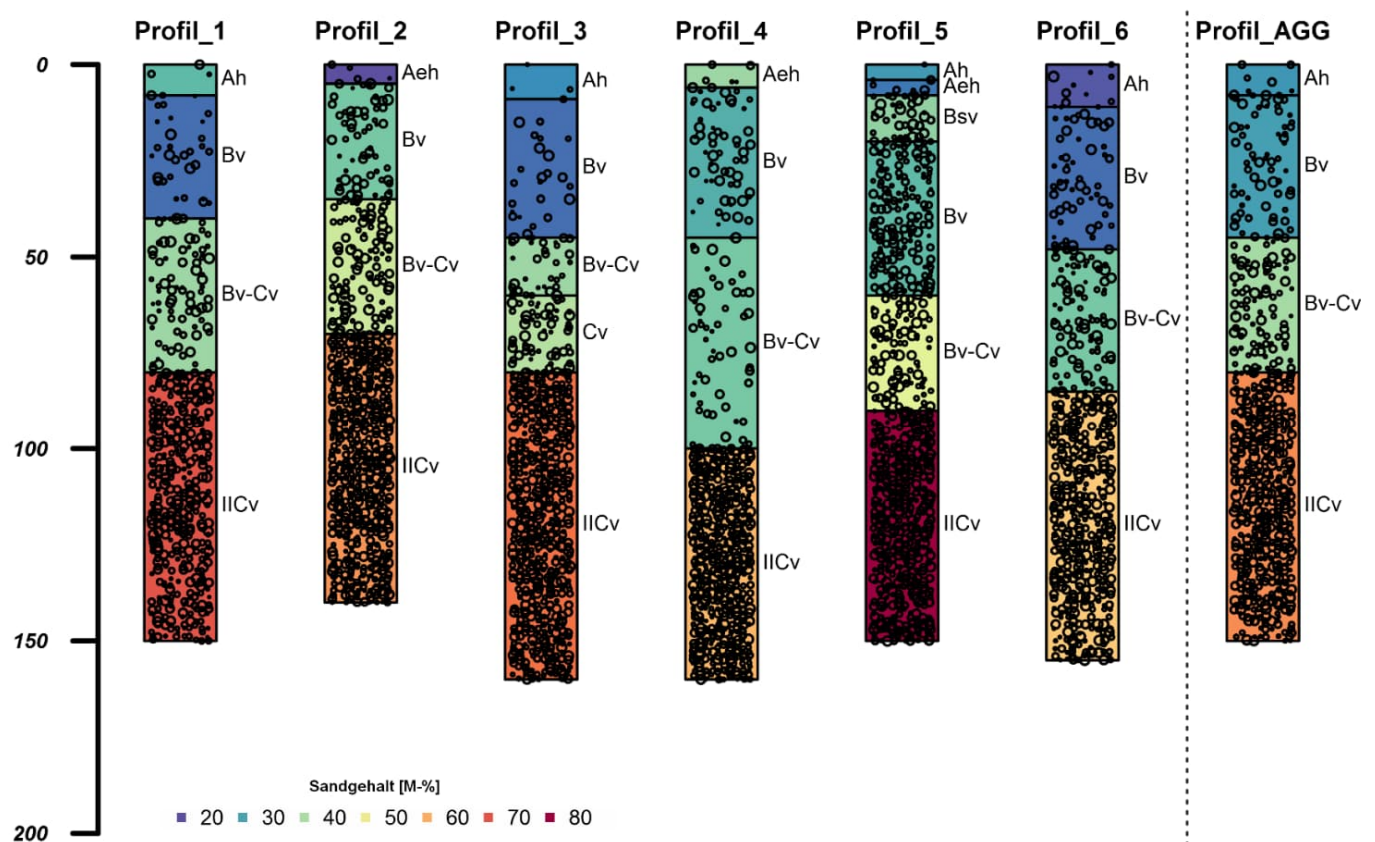


Abbildung 10.1: Expertenbasierte Aggregation der sechs zu einem niedersächsischen Standortstyp vorliegenden Bodenprofile zu einem Leitprofil (rechts), das eine typische Horizontabfolge, typische Horizontmächtigkeiten und auf dieser Basis gemittelte bodenphysikalische Eigenschaften aufweist (Ahrends et al., 2017).

#### 10.2.4 Klimaparameter für den Zeitraum 1961-2020

Die kleinräumig wechselnden Reliefparameter erforderten insbesondere im Harz eine hoch aufgelöste Beschreibung der Klimavariablen. Hierzu wurden die täglichen Klimawerte für den Zeitraum 1961 bis 2020 von den Rasterzellen (250 m x 250 m) (Wehberg & Böhner, 2023) auf die Polygone der Standortskartierung übertragen (Mittelung in Abhängigkeit vom Flächenanteil). Dies erfolgte mit dem R-Package `exactextractr` (Baston, 2020).

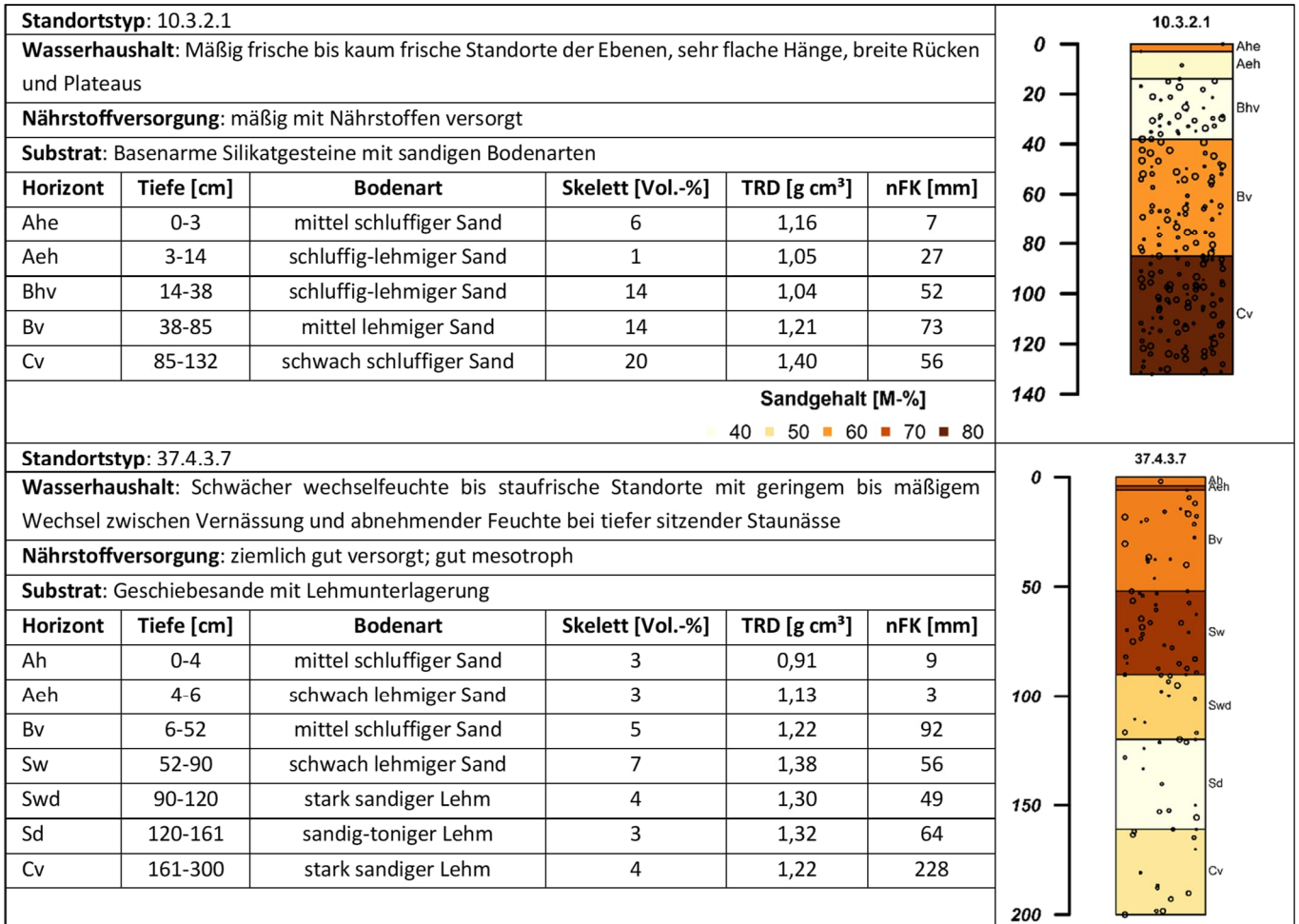


Abbildung 10.2: Beispiele für Standortstypen der niedersächsischen Standortskartierung und die ihnen zugeordneten Leitprofile (Ahrends et al., 2017).

### 10.2.5 Klimaszenarien für die zukünftige Entwicklung

Die zukünftige Entwicklung des Wasserhaushalts lässt sich auf der Basis von Klimaszenarien abschätzen, die sich insbesondere hinsichtlich der Annahmen zur Entwicklung der Treibhausgaskonzentrationen unterscheiden. Die hier verwendeten RCP-Szenarien gehen bis 2100 von einem zusätzlichen, durch den anthropogenen Treibhauseffekt bewirkten Strahlungsantrieb von 2,6 W/m<sup>2</sup>, 4,5W/m<sup>2</sup> oder maximal 8,5 W/m<sup>2</sup> aus (Vuuren et al., 2011). Je nach den weiteren Annahmen zur globalen oder regionalen Luftmassenzirkulation kann derselbe Strahlungsantrieb aber unterschiedliche klimatische Entwicklungen bewirken, so dass es unterschiedliche Klimaprojektionen auf Basis desselben Szenarios gibt. Als klimatischer Antrieb für die Abschätzung des Wasserhaushalts bis zum Jahr 2100 wurden je eine Klimaprojektion auf Basis des RCP2.6-Szenarios (MPI-CLM RCP2.6) und des RCP4.5-Szenarios (MPI-CLM RCP4.5) verwendet. Des Weiteren wurden drei Klimaprojektionen auf Basis des RCP8.5-Szenarios verwendet: MPI-CLM RCP8.5, ECE-RAC RCP8.5 und CA2-CLM RCP8.5.

Von diesen Klimaprojektionen bedeutet die CA2-CLM RCP8.5-Projektion im Harz die höchste Zunahme der Jahresdurchschnittstemperatur, sie steigt demnach von 7.6°C in der Klimanormalperiode 1991 – 2020 auf 12.6°C im Jahr 2100 (Abbildung 10.3). Die ECE-RAC RCP8.5-Projektion bedeutet eine Zunahme auf 11°C und die MPI-CLM RCP8.5-Projektion eine Zunahme auf ca. 10.4°C. Die MPI-CLM-Projektion für das RCP4.5-Szenario bedeutet dagegen nur eine Zunahme auf 8.7°C bis 2100 und nach dem MPI-CLM RCP2.6-Szenario gibt es im Harz bis 2100 keine Temperaturerhöhung im Vergleich zur Klimanormalperiode 1991 – 2020. In Bezug auf die Jahresniederschläge (Mittelwert der Klimanormalperiode 1991 - 2020: 1250 mm) gehen vier (niederschlagsreichere) Projektionen von einer Zunahme bis 2100 aus, nur die CA2-CLM RCP8.5-Projektion bedeutet eine Abnahme der mittleren Jahresniederschläge auf ca. 1200 mm. Am stärksten ist die Zunahme des Jahresniederschlags bei der ECE-RAC RCP8.5-Projektion,

hier werden 2100 über 1500 mm erwartet. Die MPI-CLM-Projektionen liegen diesbezüglich nah beieinander zwischen 1380 mm (RCP4.5) und 1450 mm (RCP 8.5). Da der gegenwärtig schon erreichte zusätzliche Strahlungsantrieb bereits  $2,91 \text{ W/m}^2$  beträgt (Forster et al., 2023) werden im Folgenden insbesondere die Modellierungsergebnisse auf Basis der RCP4.5- und RCP8.5-Projektionen ausführlicher dargestellt.

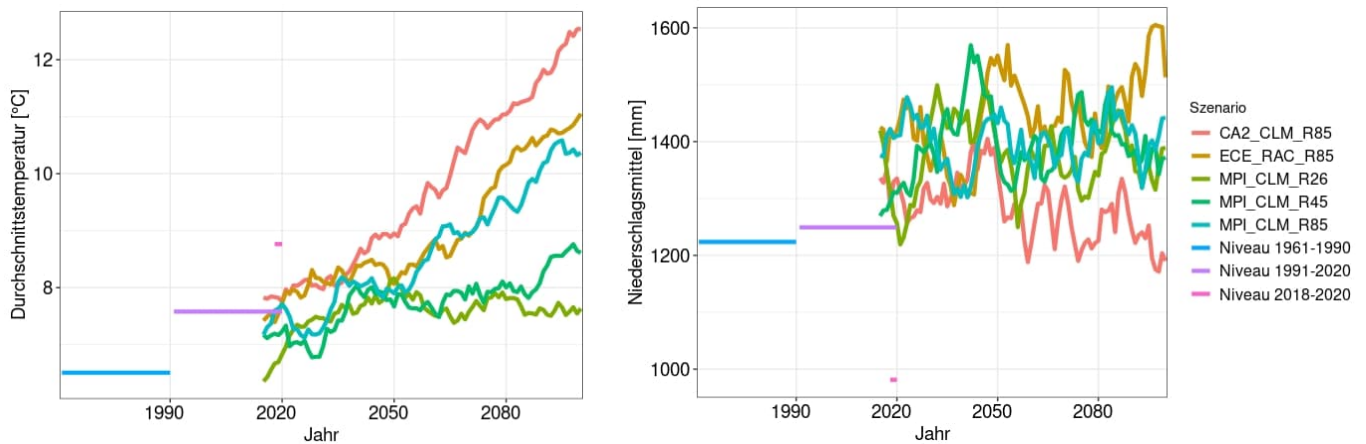


Abbildung 10.3: Jahresdurchschnittstemperatur (°C, links) und mittlerer Jahresniederschlag (mm, rechts) der 5 verschiedenen Klimaszenarien als 10-jähriger gleitender Mittelwert im Vergleich zum Niveau der Messdaten in verschiedenen Zeitscheiben für die Waldstandorte im Harz (Niedersachsen), inklusive des stark abweichenden Niveaus der Jahre 2018-2020.

### 10.2.6 Retrospektive und prospektive Modellierung des Wasserhaushalts

Um den potenziellen Effekt der Baumarten bewerten zu können, wurden die Modellierungen für jedes Polygon für typische, gut wüchsige Reinbestände der fünf Baumarten Buche, Eiche, Fichte, Kiefer und Douglasie durchgeführt. Die Bestände der verschiedenen Baumarten sind in LWF-Brook90 mit ihren physiologischen Eigenschaften durch entsprechende Parameter repräsentiert, darunter z.B. ihre maximale stomatare Leitfähigkeit, ihre Durchwurzelungstiefe, die Bestandeshöhe, ihre Phänologie und ihr Blattflächenindex (Fleck et al., 2023a; Weis et al., 2023). Die hydraulischen Bodeneigenschaften (Wasserretention, hydraulische Leitfähigkeit nach Mualem – van Genuchten) wurden anhand der aus den aggregierten Bodenprofilen abgeleiteten bodenphysikalischen Eigenschaften mit Hilfe der Pedotransferfunktionen von Wessolek et al. (2009) abgeleitet. Die untersuchten Zeitscheiben umfassten retrospektiv und prospektiv in der Regel 30 Jahre: 1961 – 1990, 1991 – 2020, 2021 – 2050, 2051 – 2080 und 2081-2100. Zusätzlich wurden die Jahre 2018 – 2020 separat dargestellt, um die besondere Intensität der drei aufeinanderfolgenden Trockenjahre zu veranschaulichen.

Die Ergebnisse umfassen für jedes einzelne Polygon eine Fülle von berechneten Ausgabegrößen, die jeweils für die Zeitscheiben gemittelt wurden, darunter Trockenheitsindizes und Stauwasserindikatoren. Einen Überblick über alle 36 für jedes Polygon vorliegenden Ausgabegrößen gibt Fleck et al. (2023b).

### 10.2.7 Anwendung in den Testregionen

Dem kleinräumigen Wechsel von Hangneigung, Exposition, Bodenparametern und Klima im Harz wurde durch eine hohe räumliche Auflösung in den Wasserhaushaltssimulationen Rechnung getragen. Auf einer Waldfläche von  $771 \text{ km}^2$  wurden 47616 Standortspolygone modelliert, hieraus ergibt sich eine mittlere Polygongröße von  $1,6 \text{ ha}$ .

Die größere Homogenität der Tieflandstandorte kommt dadurch zum Ausdruck, dass im Fuhrberger Feld 3748 forstliche Standortspolygone vorliegen, die im Durchschnitt mit  $3,2 \text{ ha}$  etwa doppelt so groß waren wie im Harz.

Aufgrund der in der Testregion Harz (Niedersachsen) insbesondere in den Jahren 2018 bis 2020 aufgetretenen großflächigen Waldschäden der Baumart Fichte und dem im Tiefland oft entscheidenden Grundwasseranschluss liegt der Schwerpunkt unserer Auswertungen auf den Trockenstressindikatoren und der jeweiligen Trockenstressdisposition der Baumarten. Um einen Trockenstressindikator zu verwenden, der sowohl die Intensität der jeweiligen Wassermangelsituation als auch die für das Entstehen von Schäden oft entscheidende Maximaldauer ihres Wirkens in der Vegetationsperiode berücksichtigt, wurde als Trockenstressindikator die auf dem Transpirationsquotienten ( $T_{\text{ratio}}$  oder auch  $T/T_p$ ) basierende Dauer der längsten Trockenstressphase der Vegetationsperiode verwendet, die das Kriterium  $T_{\text{ratio}} < 0,8$  erfüllt (im Folgenden genannt: Dauer von Trockenstressphasen vgl. Fleck et al., 2023b). Für die Berechnung von Mittelwerten wurden diese Trockenstressdauern nach Flächenanteil gewichtet.

### 10.2.8 Baumart- und bodenartspezifische Korrektur für den kapillaren Aufstieg

Entscheidend für eine praxisnahe Einschätzung des Trockenstressrisikos von Tieflandstandorten sind die Grundwasserflurabstände. Diese wurden anhand der kartierten Wasserhaushaltszahlen abgeleitet (Ahrends et al., 2016). Bei einem Wassergehaltsdefizit im Wurzelraum kann ein kapillarer Aufstieg aus dem Grundwasser in Abhängigkeit von der Distanz zum Grundwasserspiegel auftreten. Weil der kapillare Aufstieg in LWF-Brook90 normalerweise nicht berechnet wird, wurde ein Verfahren implementiert, mit dem der kapillare Aufstieg in Abhängigkeit von Baumart und Bodenart im Anschluss an die Simulation als Korrektur ermittelt werden kann.

Die Abschätzung des jährlichen kapillaren Aufstiegs erfolgte in mehreren aufeinanderfolgenden Schritten: Zuerst wurde der anhand der Wasserhaushaltszahl zu erwartende Grundwasserstand des Standortspolygons ermittelt. Hieraus wurde mithilfe der Durchwurzelungstiefe der jeweiligen Baumart die Distanz der Grundwasseroberfläche von der Untergrenze des effektiven Wurzelraums (Grundwasserabstand) bestimmt. Die tägliche potenzielle kapillare Aufstiegsrate  $kA_{pot,d}$  der jeweils vorliegenden Bodenart in Abhängigkeit vom Grundwasserabstand ergab sich dann mittels der Pedotransferfunktion nach Bug et al. (2020). Dabei wurden die bei besonders geringen Grundwasserabständen mit  $>5\text{mm/d}$  angegebenen Raten anhand einer linearen Extrapolation der Raten von höheren Grundwasserabständen abgeleitet, maximal (bei direktem Grundwasseranschluss) wurden  $10\text{ mm/d}$  angenommen. Bei der Ermittlung der potenziellen kapillaren Aufstiegsrate wurde zwischen den Sandbodenarten unterschieden, für die Torfbodenarten wurden über alle Torfarten gemittelte Werte verwendet. Bei der Hochrechnung zur jährlichen potenziellen kapillaren Aufstiegsrate ( $kA_{pot}$ ) wurde von durchschnittlich 120 Tagen mit potenziellem kapillarem Aufstieg ausgegangen (Bug et al., 2020).

Da sich der potenzielle kapillare Aufstieg nur bei einem Wassergehaltsdefizit realisiert, wurde im Anschluss die Transpiration nur maximal um das Transpirationsdefizit ( $T_{pot} - T$ ) korrigiert, das zuvor für die jeweilige Vegetationsperiode im Modell ermittelt worden ist:

$$T_{korr} = T + \min(T_{pot} - T, kA_{pot})$$

Aus der korrigierten Transpiration ( $T_{korr}$ ) und der potenziellen Transpiration wurde dann für die Vegetationsperiode ein korrigierter Transpirationsquotient ( $Tratio = T_{korr}/T_p$ ) berechnet. An den Standorten, wo dieser korrigierte Transpirationsquotient genau 1 war, wurde dann die auf dem Transpirationsquotienten beruhende Trockenstressdauer (Fleck et al., 2023b) auf null reduziert.

### 10.2.9 Stratifizierung der Standortdaten zu Frischestufen

Der Wasserhaushalt der kartierten Einheiten besteht aus 43 Stufen, zwischen denen durch das Hinzufügen einer oder mehrerer Varianten (trockener, frischer, grundwasserbeeinflusst, stauwasserbeeinflusst und quellig) weiter differenziert werden kann. Diese sehr differenzierten Wasserhaushaltszahl-Varianten-Kombinationen (WHZv) wurden zu aus Sicht der Standortkartierung plausiblen Gruppen für die statistische Auswertung zusammengefasst (Overbeck et al., 2011). Daraus resultierten für die Region Bergland fünf (Bl\_1 = nachhaltig frisch, Bl\_2 = frisch, Bl\_3 = mäßig frisch, Bl\_4 = sommertrocken, Bl\_5 = trocken) und für die Region Tiefland vier grundwasserferne Frischestufen (Tl\_1 = frisch, Tl\_2 = mäßig frisch bis frisch, Tl\_3 = mäßig frisch, Tl\_4 = trocken). Insgesamt kamen im Harz 199 WHZv des Berglands vor und im Fuhrberger Feld 42 WHZv des Tieflands.

## 10.3 Ergebnisse

### 10.3.1 Retrospektive Modellierung des Wasserhaushalts im niedersächsischen Harz

Bei Fichtenbestockung haben in der Klimanormalperiode von 1961 bis 1990 Phasen mit deutlichem Trockenstress ( $Tratio < 0,8$ ) an den meisten Standorten im niedersächsischen Harz im Mittel nur einen Tag oder weniger angehalten. In wenigen Randlagen dauerten sie im 30-Jahres-Durchschnitt länger als einen Tag und lediglich auf den im Lee des Westharzes bei Bad Harzburg gelegenen Standorten und einigen Südhanglagen kamen regelmäßig Trockenstressperioden vor, die länger als 5 Tage gedauert haben (Abbildung 10.4 links).

Vergleicht man rückblickend die beiden Klimanormalperioden, so ist in der aktuellen Klimanormalperiode von 1991 bis 2020 eine langfristige Zunahme der Trockenstressdauern festzustellen. Zwar gab es keine Standorte mit regelmäßig über 10-tägigen Stressphasen, aber die Standorte mit Trockenstressphasen von 5-10 Tagen wurden häufiger und waren an allen Harzrändern und darüber hinaus zu finden (Abbildung 10.4 Mitte). Nur etwa die Hälfte der



Testregion Harz wies noch durchschnittliche Dauern von bis zu einem Tag auf.

In den letzten drei Jahren (2018 – 2020) gab es dann in den südlichen, oft südexponierten Randlagen und am Nordrand des niedersächsischen Harzes ungewöhnlich lange Phasen mit deutlichem Trockenstress bei Fichte. Im Durchschnitt der drei Jahre hielten sie an den meisten dieser Standorte länger als 10 Tage und oft auch länger als 25 Tage an. Nur kleine Teile der höheren und kühleren Lagen am regenreicheren Westrand und im zentralen Bereich waren auch in diesen drei Trockenjahren nicht von wesentlich erhöhten Trockenstressdauern betroffen (Abbildung 10.4 rechts).

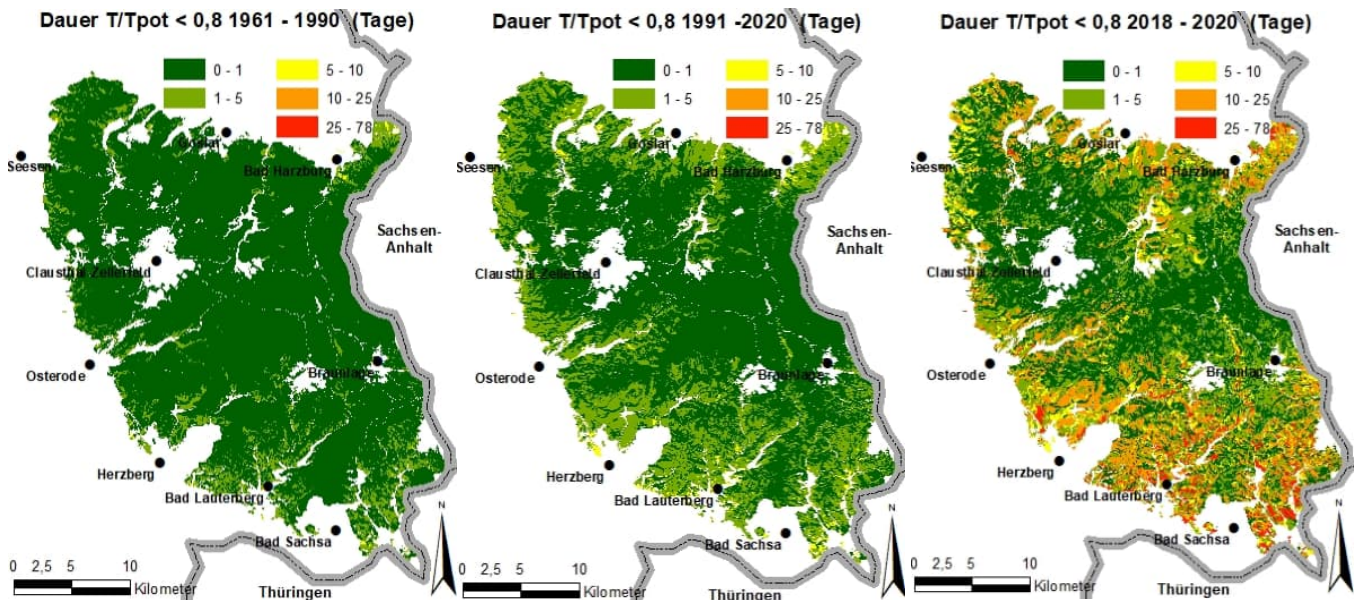


Abbildung 10.4: Mittlere Dauer der Trockenstressphasen bei **Fichtenbestockung** im niedersächsischen Harz in der Periode 1961 – 1990 (links), in der aktuellen Klimanormalperiode 1991 – 2020 (Mitte) und in den Trockenjahren 2018 – 2020 (rechts).

Im Durchschnitt aller Standorte erhöhte sich die Trockenstressdauer bei Fichten im Verlauf der 30 Jahre zwischen den Klimanormalperioden von 0,4 Tagen auf etwa einen Tag. Diesem in absoluten Zahlen geringen Wert liegt mehr als eine Verdoppelung der Trockenstressdauern zu Grunde – sie stiegen um 150%. In den im Durchschnittswert „1 Tag“ enthaltenen letzten drei Jahren (2018 – 2020) betrug die mittlere Trockenstressdauer aller Standorte dann 5,5 Tage. Weil es sich bei den genannten Zahlen um räumliche Durchschnittswerte handelt, schließen sie immer auch Standorte mit wesentlich ungünstigeren Bedingungen ein. Im Beispiel des Durchschnittswerts von 5,5 Tagen waren rund 5% der Standorte dabei von Trockenstressdauern über 25 Tagen betroffen.

### 10.3.2 Projektionen der zukünftigen Trockenstressdauer bei Fichten im Harz

Die zukünftige Entwicklung der Trockenstressexposition wird hier für die im Harz aktuell dominierende Fichte dargestellt. In der Zeitscheibe 2021 – 2050 werden sich auf Basis der drei MPI-CLM-Klimaprojektionen die Trockenstressdauern für Fichten deutlich im Vergleich zur Klimanormalperiode 1991 – 2020 verringern (Abbildung 10.5 links und Mitte) und zwar auf Werte, die im regionalen Durchschnitt unter den Trockenstressdauern der älteren Klimanormalperiode 1961 – 1990 liegen. Dies bedeutet, dass Trockenstressphasen bei Fichten dann nur ein Drittel so lang oder noch kürzer anhalten dürften als in der Klimanormalperiode 1991 - 2020. Auch auf Basis der ECE-RAC RCP8.5-Projektion käme es im Mittel noch zu einer Halbierung der maximalen Trockenstressdauern in der Vegetationsperiode, die Situation wäre aber nicht mehr ganz so günstig wie 1961 – 1990 (Abbildung 10.5 rechts). Nur bei Verwendung des CA2-CLM-Szenarios ergibt sich schon in der Zeitscheibe 2021 – 2050 eine weitere Zunahme der Trockenstressdauern (Abbildung 10.6 links).

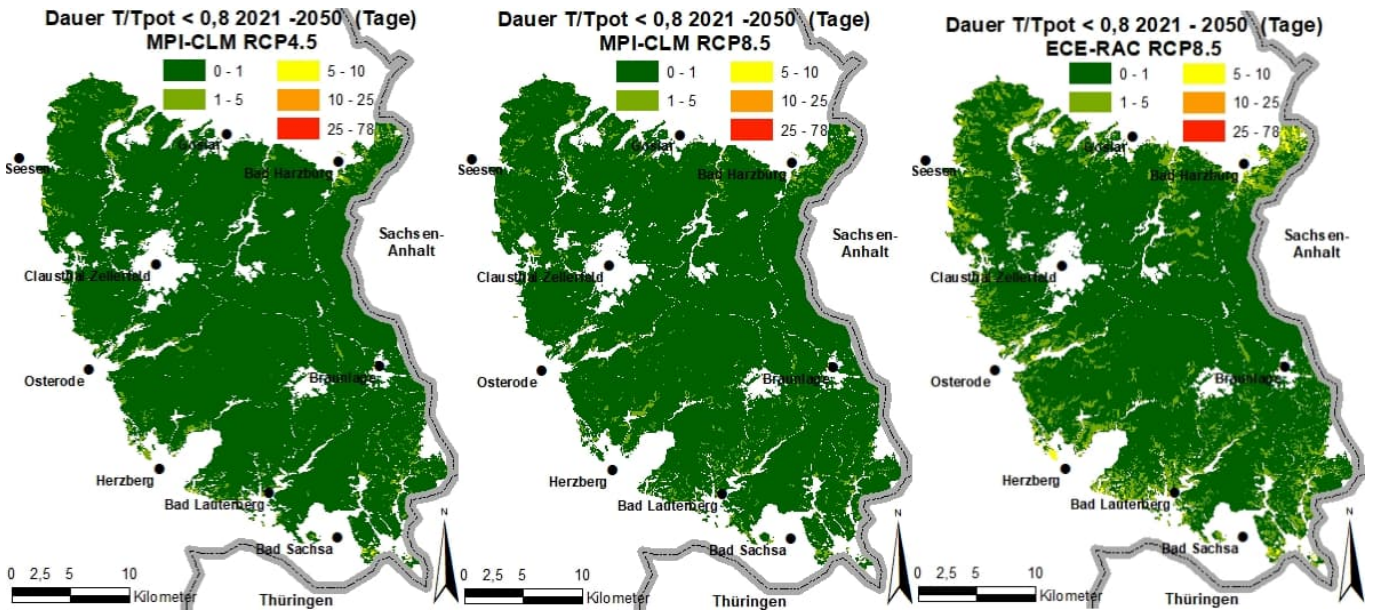


Abbildung 10.5: Mittlere Dauer der Trockenstressphasen bei **Fichtenbestockung** im niedersächsischen Harz in der Periode 2021 – 2050, modelliert auf Basis der Projektionen MPI-CLM RCP4.5 (links), MPI-CLM RCP8.5 (Mitte) und ECE-RAC RCP8.5 (rechts).

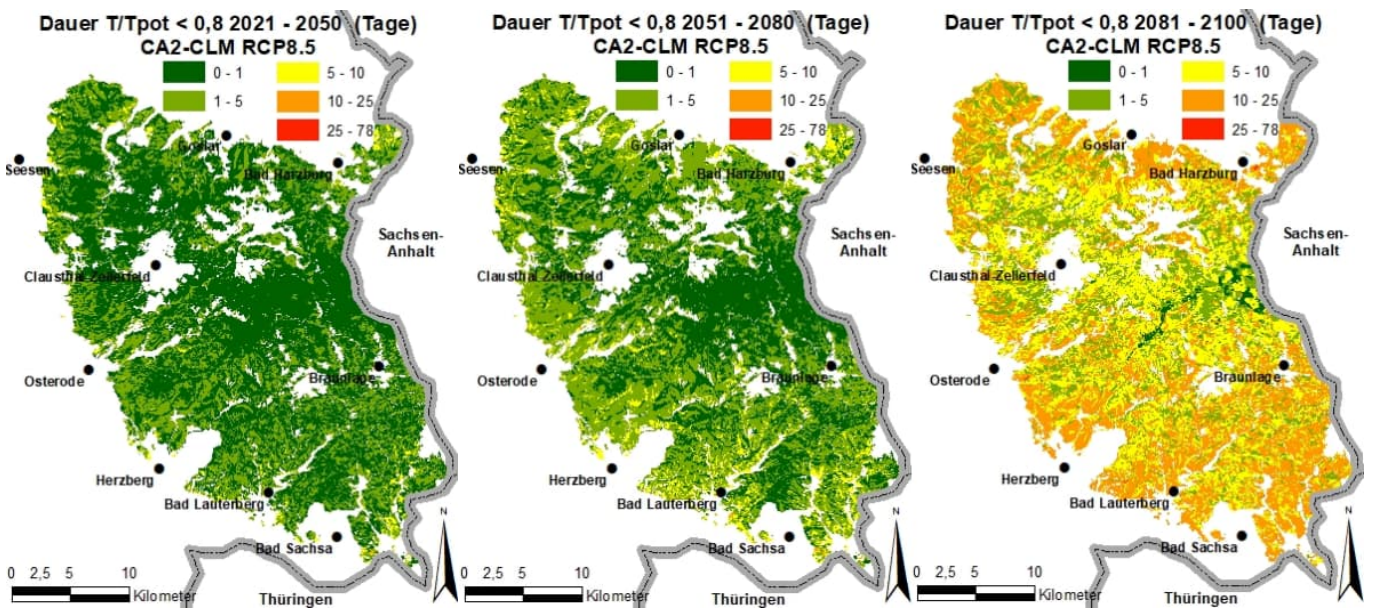


Abbildung 10.6: Mittlere Dauer der Trockenstressphasen bei **Fichtenbestockung** im niedersächsischen Harz, modelliert auf Basis der CA2-CLM RCP8.5-Projektion für die Perioden 2021 – 2050 (links), 2051 – 2080 (Mitte) und 2081 – 2100 (rechts).

In den darauffolgenden Zeitscheiben erhöhen sich die Trockenstressdauern in allen Klimaprojektionen, am stärksten bei der CA2-CLM RCP8.5-Projektion (Abbildung 10.6). Schon 2051 – 2080 gäbe es demnach nur auf den Gipfeln und in den Hochlagen des Oberharzes um den Acker-Bruchberg-Zug noch Bedingungen für die Fichte, die in Bezug auf die maximalen Trockenstressphasen etwa genauso günstig wären, wie es 1961 – 1990 noch fast überall im niedersächsischen Harz gewesen ist. In der Zeitscheibe 2081 – 2100 wären im größten Teil des Harzes dann Bedingungen typisch, die bisher nur als singuläre Ereignisse aus den Trockenjahren 2018 – 2020 bekannt sind. Die Variabilität zwischen den Jahren ist dabei nicht geringer als in den vorherigen Zeitscheiben, so dass auch Jahre mit wesentlich längeren Trockenstressphasen als 2018 – 2020 vorkommen.

Die Zunahme der Trockenstressdauern bis 2100 ist in den anderen Klimaprojektionen weniger extrem. So wird auf Basis der beiden RCP8.5-Projektionen (MPI-CLM, ECE-RAC) im Harz bis 2100 durchschnittlich etwa eine Trockenstressphasendauer erwartet, die der Situation aus der Klimanormalperiode 1991 – 2020 entspricht. Auf Basis der MPI-CLM RCP4.5-Projektion würden noch etwas kürzere Trockenstressphasendauern bei Fichtenbestockung im



Harz erwartet als in der Klimanormalperiode 1991 – 2020. Die MPI-CLM RCP2.6 Projektion führt zu Bedingungen, die sogar noch etwas günstiger wären als die, die aus dem Zeitraum 1961 – 1990 bekannt sind.

### 10.3.3 Baumartenspezifische Veränderungen der Trockenstressphasen im Harz

Im Vergleich zur Fichte liegen die Trockenstressdauern der anderen Baumarten schon in der aktuell gültigen Klimanormalperiode auf einem anderen Niveau: Bei den Laubbaumarten Buche und Eiche sind sie fast doppelt so lang wie bei Fichten, während sie bei Kiefern und Douglasien deutlich kürzer sind als bei Fichten. Dabei haben die anderen Baumarten im Vergleich zur älteren Klimanormalperiode 1961-1990 eine ähnliche Steigerung der Trockenstressdauern erfahren wie die Fichte: Bei Buche und Eiche stiegen die Trockenstressdauern innerhalb von 30 Jahren um 100%, bei Kiefer sogar um 250% und bei Douglasie um 300%. Bis zur Zeitscheibe 2051 – 2080 wird auf Basis der ungünstigsten Klimaprojektion (CA2-CLM RCP8.5) mit einer weiteren Steigerung der Trockenstressdauern gerechnet, bei Eiche um +35%, Buche +28%, Fichte +100%, Kiefer +128% und Douglasie +125% (Abbildung 10.7).

Auf Basis aller anderen Klimaprojektionen gibt es dagegen bis 2080 nur Verringerungen bei allen Baumarten, die so jeweils wieder ungefähr auf dem Niveau der Trockenstressdauern des Zeitraums 1961 – 1990 liegen.

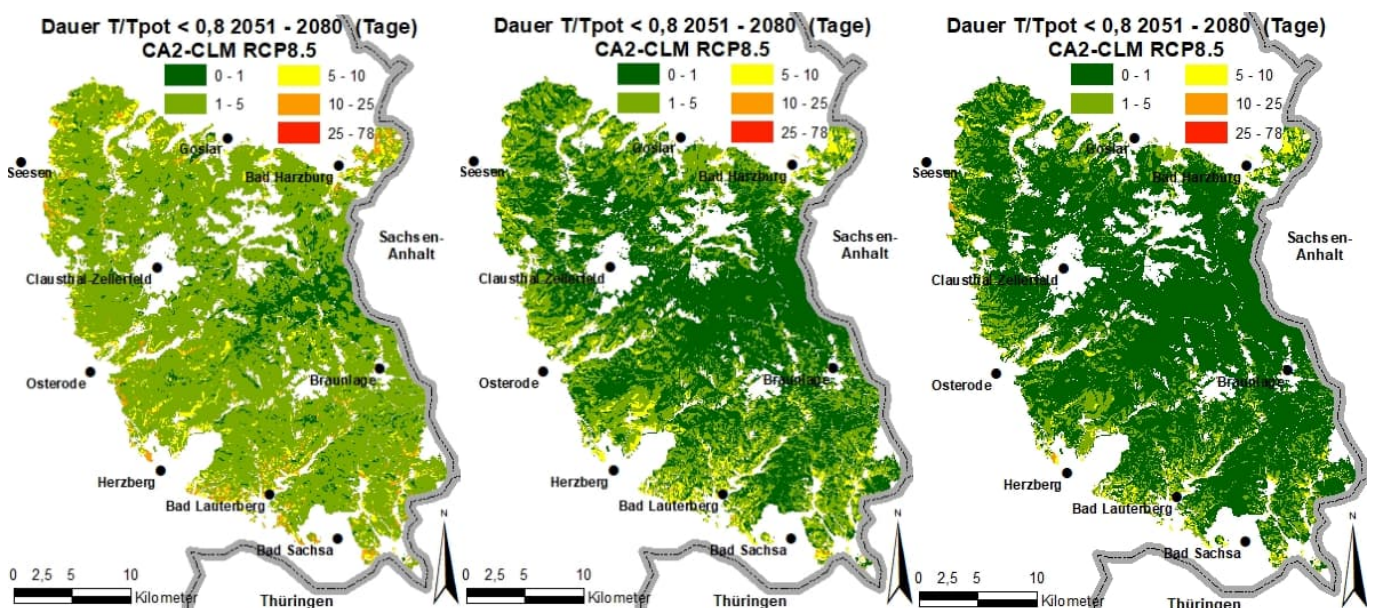


Abbildung 10.7: Mittlere Dauer von Trockenstressphasen im niedersächsischen Harz im Zeitraum 2051 - 2080, modelliert auf Basis der CA2-CLM RCP8.5-Projektion für die Baumarten **Buche (links)**, **Kiefer (Mitte)** und **Douglasie (rechts)**.

### 10.3.4 Trockenstress auf Tieflandstandorten: Bedeutung des kapillaren Aufstiegs

Im Vergleich zu den Berglandstandorten sind Tieflandstandorte wie das Fuhrberger Feld seit jeher höheren Temperaturen ausgesetzt. Die den Wassermangel verstärkenden Faktoren im Bergland wie eingeschränkter Wurzelraum, Verluste oberflächlich abfließenden Wassers und schnellere Austrocknung auf Südhanglagen haben hier eine geringere Bedeutung, stattdessen gibt es für Standorte mit wurzelerreichbarem Grundwasseranschluss ein ständiges Wasserangebot, wodurch die Wasserversorgung auch in Trockenzeiten gesichert werden kann.

Das Tieflandschema des Geländeökologischen Schätzrahmens sieht für grundwassergeprägte Standorte die Wasserhaushaltszahlen 31-35 vor, welche alle auch im Fuhrberger Feld gefunden wurden (Abbildung 10.8).

Besonders bei den flacher wurzelnden Baumarten weisen die weniger stark grundwasserbeeinflussten Standorte (WHZ 34, 35) auch geringere kapillare Aufstiegsraten auf, so dass es dort auch schon in der Vergangenheit zu modellierten Trockenstressphasen mit einem Tratio unter 0,8 kam. Die Korrektur für den kapillaren Aufstieg berücksichtigt diesen in der Wasserhaushaltszahl enthaltenen Unterschied zwischen den Grundwasserstandorten.

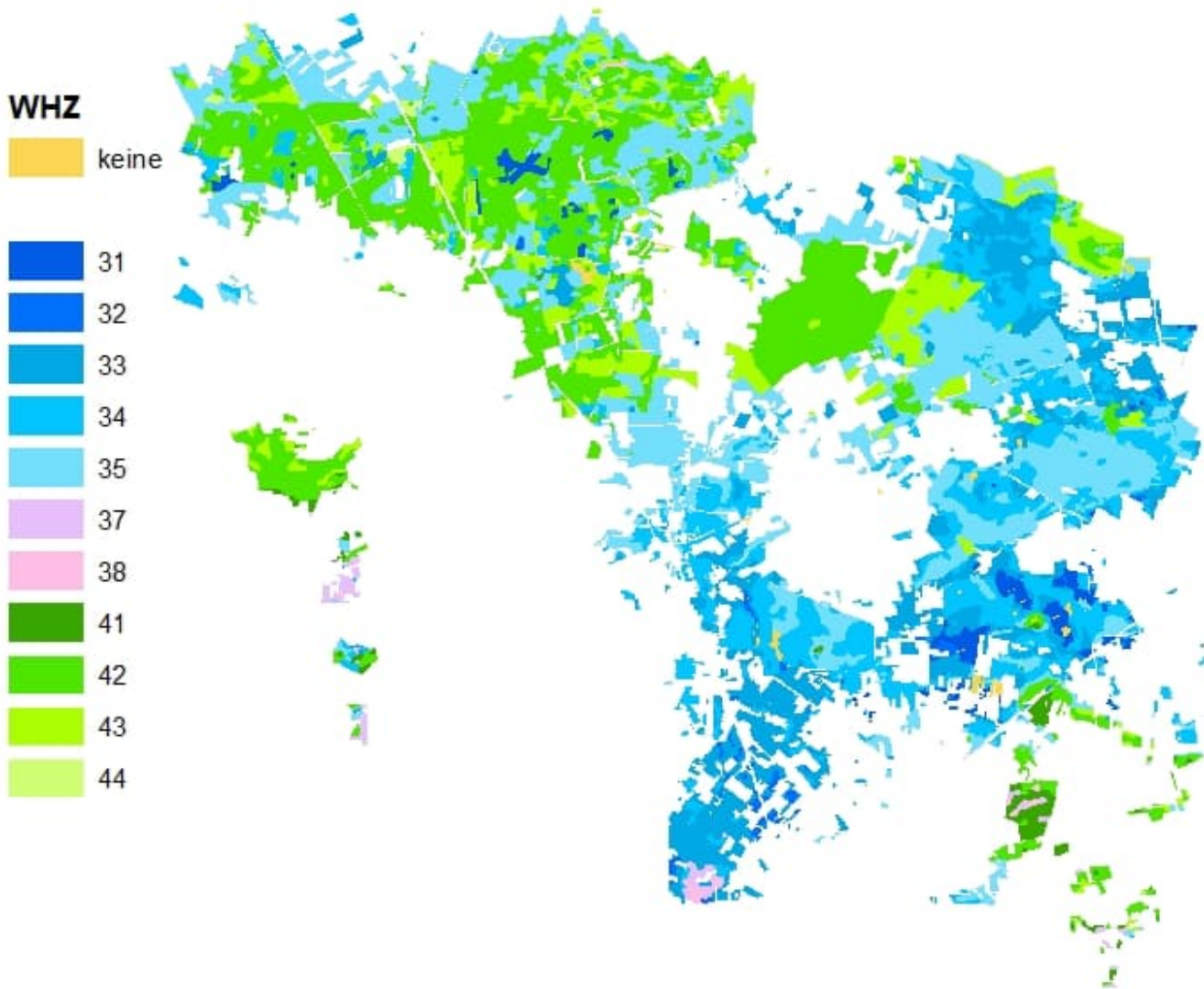


Abbildung 10.8: Karte der Wasserhaushaltszahlen (Tieflandschema) von Waldstandorten im Fuhrberger Feld.. 31: Moorstandorte (Hoch-, Übergangs-, Nieder-, Quell-, Bruchmoore), (Grund-)wasserstand 0 cm unter Geländeoberfläche (uGOF); 32: sehr stark grundwasserbeeinflusste Standorte, Grundwasser  $\varnothing$  40 cm uGOF in der Vegetationszeit (idV); 33: stark grundwasserbeeinflusste Standorte, Grundwasser  $\varnothing$  80 cm uGOF idV; 34: mäßig grundwasserbeeinflusste Standorte, Grundwasser  $\varnothing$  130 cm uGOF idV; 35: schwach bis sehr schwach grundwasserbeeinflusste Standorte, Grundwasser  $\varnothing$  200 cm uGOF idV; 37: schwächer wechselfeuchte bis kaum frische Standorte des Tieflands; 38: stärker wechselfeuchte bis staufeuchte Standorte; 41: Frische und vorratsfrische Standorte; 42: Mäßig frische Standorte; 43: mäßig sommertrockene Standorte; 44: Trockene (sommertrockene) Standorte.

Die Einschätzung des Wasserhaushalts an den grundwasserbeeinflussten Standorten unterscheidet sich aber vor allem grundlegend in Abhängigkeit davon, ob der kapillare Aufstieg überhaupt berücksichtigt wurde. Für das gesamte Fuhrberger Feld und die hier verbreitete Baumart Kiefer würde eine Wasserhaushaltssimulation mit LWF-Brook90 ohne kapillarem Aufstieg für die Jahre 1961 – 2020 aufgrund der relativ geringen Wasserspeicherefähigkeit der Böden einen durchschnittlichen Transpirationsquotienten von 0,63 in der Vegetationsperiode ergeben, was in diesem Fall einer durchschnittlichen Trockenstressdauer von 5,7 Tagen entspricht. Durch die Berücksichtigung des kapillaren Aufstiegs auf grundwasserbeeinflussten Standorten zeigt sich aber ein wesentlich höherer durchschnittlicher Transpirationsquotient (0,79, Abbildung 10.9) und die berechnete Trockenstressdauer war um 54% niedriger (2,6 Tage). Bei einer flachwurzelnden Baumart wie der Fichte, die das kapillar aufsteigende Grundwasser auf vielen Standorten nicht erreicht, bewirkt die Korrekturrechnung dagegen nur eine Verringerung der Trockenstressdauer um 29% (5,2 Tage mit Korrektur, statt 7,3 Tage ohne baumart- und bodenartsspezifische Korrektur für den kapillaren Aufstieg).



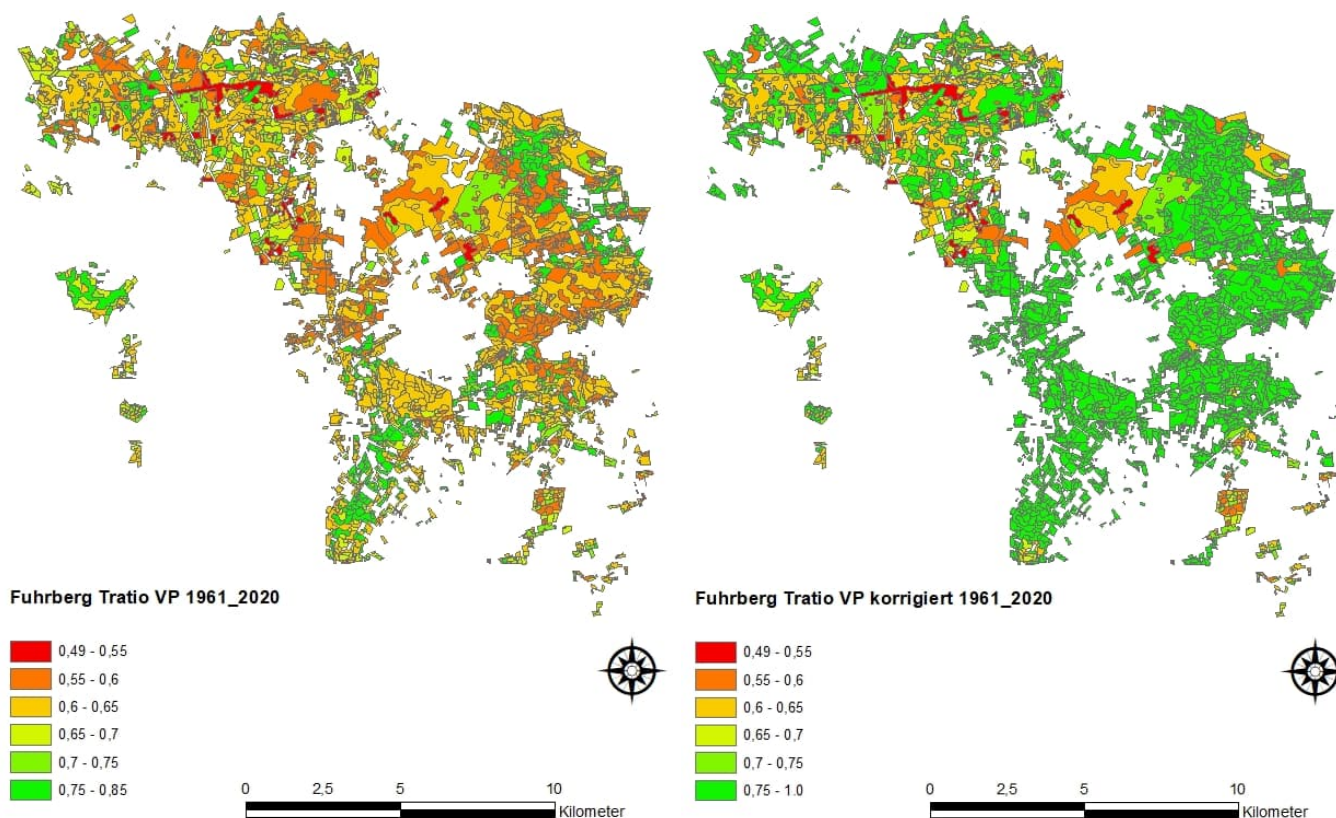


Abbildung 10.9: Mittlerer, auf die Vegetationsperiode bezogener Transpirationsquotient ( $Tratio = T/T_{Pot}$ ) der Waldstandorte im Fuhrberger Feld bei **Kiefernbestockung** für den Zeitraum 1961 – 2020, links ohne und rechts mit nachträglicher Korrektur für den kapillaren Aufstieg.

### 10.3.5 Entwicklung der Trockenstressdauern im Fuhrberger Feld

Die ebenfalls unter Berücksichtigung des kapillaren Aufstiegs ermittelten Trockenstressdauern für das Fuhrberger Feld in der Vergangenheit und Zukunft sind in Tabelle 10.1 dargestellt. Bei der im Tiefland vorherrschend angebaute Baumart Kiefer erhöhten sich die Trockenstressdauern in den 30 Jahren zwischen den Klimanormalperioden 1961 – 1990 und 1991 – 2020 von 1,8 auf 2,6, das entspricht einer Zunahme um 44%. Bei den anderen Baumarten gab es im Vergleich der beiden Klimanormalperioden Zunahmen in ähnlichem Umfang (+41% bis +67%). Die Trockenjahre 2018 – 2020 waren für fast alle Baumarten mit stark erhöhten Trockenstressdauern verbunden,

Tabelle 10.1: Regionsmittelwerte der Trockenstressdauern im Fuhrberger Feld für die Zeitscheiben in Vergangenheit und Zukunft in Abhängigkeit von der Baumart und der für zukünftige Zeitscheiben jeweils verwendeten Klimaprojektion

	Eiche	Buche	Fichte	Kiefer	Douglasie
1961 – 1990	2,1	2,4	3,1	1,8	2,2
1991 – 2020	3,2	3,6	5,2	2,6	3,1
2018 – 2020	5,1	4,7	8,6	2,8	4,6
2018 – 2020 Standortmaximum	18,7	19,7	22,3	17,6	27,0
2021 – 2050 CA2-CLM RCP8.5	2,9	2,6	4,3	2,2	2,2
2021 – 2050 ECE-RAC RCP8.5	2,4	2,6	3,7	2,1	3,0
2021 – 2050 MPI-CLM RCP8.5	2,4	2,6	3,7	2,1	3,0
2021 - 2050 MPI-CLM RCP4.5	2,2	2,2	4,9	2,7	3,8
2021 – 2050 MPI-CLM RCP2.6	1,4	1,6	2,3	1,7	1,9
2051 – 2080 CA2-CLM RCP8.5	3,1	3,4	5,6	2,8	4,3
2051 – 2080 ECE-RAC RCP8.5	2,1	2,4	3,2	2,5	2,8
2051 – 2080 MPI-CLM RCP8.5	2,1	2,4	3,2	2,5	2,8
2051 – 2080 MPI-CLM RCP4.5	1,9	2,2	2,5	1,8	2,3
2051 – 2080 MPI-CLM RCP2.6	2,3	2,1	3,1	1,9	2,5
2081 – 2100 CA2-CLM RCP8.5	3,8	5,4	8,6	3,6	5,3
2081 – 2100 ECE-RAC RCP8.5	2,3	2,6	4,5	2,3	3,7
2081 – 2100 MPI-CLM RCP8.5	2,3	2,6	4,5	2,3	3,7
2081 – 2100 MPI-CLM RCP4.5	2,5	2,7	3,6	2,4	2,8
2081 – 2100 MPI-CLM RCP2.6	2,4	2,4	3,4	1,9	2,7

wenn man sie mit dem Durchschnittswert der Klimanormalperiode 1991 – 2020 vergleicht, nur bei der am wenigsten Wasser durch die Transpiration verbrauchenden Kiefer gab es lediglich eine ganz leichte Erhöhung der Trockenstressdauer im Vergleich zum langjährigen Mittelwert. Auch an den am extremsten von Trockenstress belasteten Standorten des Fuhrberger Feldes war die berechnete Trockenstressdauer bei Kiefern deutlich geringer als bei den anderen Nadelbaumarten.

Für die zukünftige Entwicklung würde bei vier Klimaprojektionen eine Verringerung der Trockenstressdauer bis zum Jahr 2100 im Vergleich zur aktuell gültigen Klimanormalperiode bei fast allen Baumarten eintreten. Eine Ausnahme ist die Entwicklung bei der Douglasie, hier würde auf Basis der MPI-CLM RCP8.5-Projektion und der ECE-RAC RCP8.5-Projektion eine Zunahme der Trockenstressdauer um 19% bis zum Jahr 2100 resultieren.

Nur die CA2-CLM RCP8.5-Projektion führt bis 2100 bei allen Baumarten zu einer Zunahme der Trockenstressdauern. Die Entwicklung wäre in dem Fall bei Buche, Douglasie und Fichte am kritischsten (Verlängerung der Trockenstressdauer um +65% bis +75%). Am geringsten würden sich in dieser trockensten Klimaprojektion die Trockenstressdauern bei Eiche (+19%) und Kiefer (+29%) erhöhen. Im Fall der Eiche fände der Anstieg der Trockenstressdauern selbst in der CA2-CLM RCP8.5-Projektion erst in der letzten Zeitscheibe (2081 – 2100) statt.

### 10.3.6 Vergleich von Wasserhaushaltzzahlen und Trockenstressdauern

Da die stärksten Veränderungen bis 2100 auf Basis der CA2-CLM RCP8.5 Projektion erwartet werden und es in den Testregionen Bergland (Fichte) und Tiefland (Kiefer) jeweils flächenmäßig sehr dominante Baumarten gibt, wurden die Berechnungen für diese Baumarten in der Klimanormalperiode 1991 – 2020 und im Zeitraum 2081 – 2100 (CA2-CLM RCP8.5) separat nach Frischestufen ausgewertet. Aus den jeweils vorkommenden Standortspolygonen einer WHZv wurde hierzu der WHZv-typische Mittelwert der Trockenstressdauer berechnet und die Ergebnisse sortiert nach Frischestufen dargestellt (Abbildung 10.10).

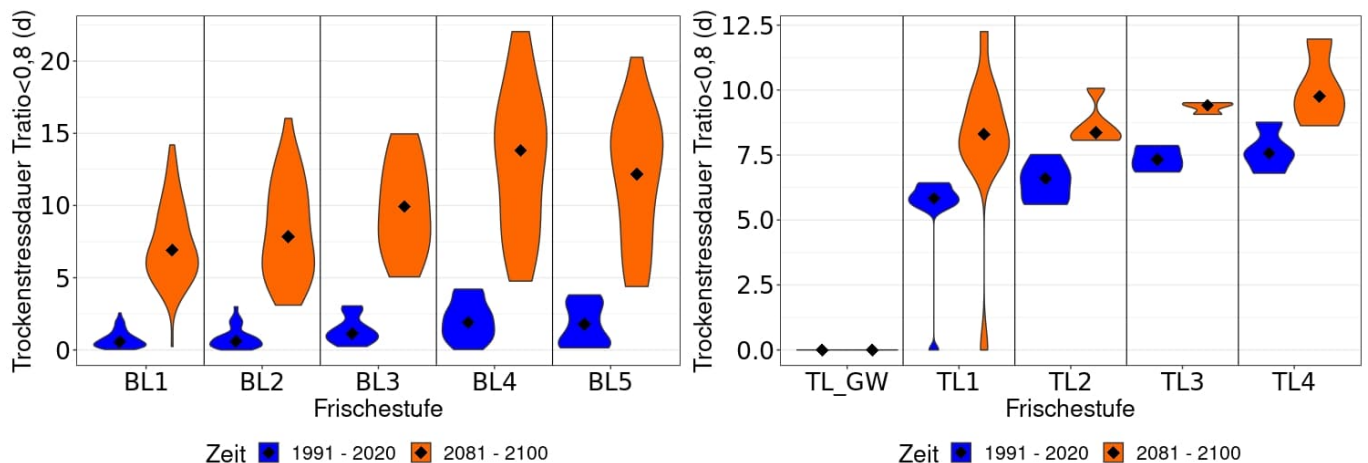


Abbildung 10.10: Typische Trockenstressdauern für die Frischestufen terrestrischer Böden im Bergland (links – BL1-BL5) und im Tiefland (rechts – TL1-TL4 und grundwasserbeeinflusste Standorte: TL\_GW) in der Klimanormalperiode 1991 – 2020 (blau) und – basierend auf der CA2-CLM RCP8.5-Projektion - in der Zeitscheibe 2081 – 2100 (rot). Die Berechnungen wurden für die jeweils typischen Baumarten Fichte (Bergland) und Kiefer (Tiefland) in den Testregionen niedersächsischer Harz und Fuhrberger Feld durchgeführt. Die schwarzen Rauten geben den Median der vorkommenden WHZv in jeder Frischestufe an.

Von den Bergland-Frischestufen nahm im Harz die Frischestufe BL2 (frisch) mit 61% den größten Flächenanteil ein, gefolgt von den Frischestufen BL1 (13%), BL3 (12%) und BL4 (7%). Die Frischestufe BL5 nimmt nur etwa 0.5% der Fläche aller Waldstandorte ein und die stauwassergeprägten, grundwassergeprägten und Moorstandorte bilden zusammen die restlichen 7%. Die nach dieser Projektion erwartete Zunahme der Trockenstressdauern ist immens und bedeutet in den Frischestufen BL1 und BL2 typischerweise eine Steigerung auf das Zehnfache, während in den Frischestufen BL3, BL4 und BL5 eine Steigerung auf das Sechsfache (BL4) bzw. Siebenfache (BL3 und BL5) zu erwarten ist (Abbildung 10.10, links). Durch diese Veränderungen würde sich die Rangfolge der Frischestufen im Bergland nicht ändern. Für die Frischestufe BL5 ist in beiden Zeitperioden eine geringere Trockenstressdauer typisch als für die Frischestufe BL4. Bei der Frischestufe BL5 ist außer dem geringen Flächenanteil zu beachten, dass sie im Harz mit 1460 mm gegenwärtig die höchsten Jahresniederschläge erfährt, während außer den Mooregebieten (1405 mm) alle anderen Frischestufen nur ca. 1300 mm Niederschlag erhalten (z.B. BL4: 1280 mm).



Im Fuhrberger Feld nehmen die grundwassergeprägten Standorte mit 54% den größten Flächenanteil ein. Die Frischestufen der grundwasserfernen Standorte umfassen 24% (TL3), 11% (TL1), 10% (TL4) und 2% (TL2) der Gesamtwaldfläche. Während die Trockenstressdauer auf allen grundwasserbeeinflussten Standorten bei Kiefernbestockung konstant bei null lag, variierte sie auf den grundwasserfernen Standorten entsprechend der Frischestufen zwischen 5,5 und 7,7 Tagen in der Klimanormalperiode 1991 – 2020.

Durch den Klimawandel (CA2-CLM RCP8.5-Projektion) kann die Trockenstressdauer in der feuchtesten Frischestufe (TL1: +48%) etwas stärker ansteigen als in den trockeneren Frischestufen (TL2: +34%, TL3: +27%, TL4: +31%). Hierdurch verschieben sich die Verhältnisse zwischen den Frischestufen TL1 und TL2 etwas. Die Rangfolge der Frischestufen ist durch die zu erwartenden Veränderungen in dieser Klimaprojektion aber nicht beeinträchtigt.

## 10.4 Diskussion

Die durch den voranschreitenden Klimawandel schon erfolgten Verlängerungen in der Trockenstressdauer und auch ihre zukünftig möglicherweise noch zu erwartenden Veränderungen fallen im Bergland viel größer aus als im Tiefland und sind insgesamt kritischer zu beurteilen. So gab es im Bergland schon in der Vergangenheit bei allen Baumarten mindestens eine Verdopplung der Trockenstressdauern, während im Tiefland lediglich eine Zunahme der Trockenstressdauern um ca. 50% des Ausgangswerts aus der älteren Klimanormalperiode 1961 – 1990 erfolgte (Tabelle 10.1 Fuhrberger Feld und Tabelle 10.2 Harz). Dabei waren die außerordentlich geringen Ausgangswerte der Trockenstressdauern im Bergland durch die besonders hohen Niederschläge und geringen Temperaturen begründet, die dem Harz auch bundesweit eine klimatische Sonderstellung verschaffen (Fleck et al., 2022). Durch die schon erfolgten Klimaveränderungen relativierte sich diese Sonderstellung im Vergleich zum Tiefland deutlich. Bisher für den Fichtenanbau geeignete Standorte verloren diese Einstufung insbesondere seit den drei aufeinanderfolgenden Trockensommern 2018 – 2020, bei denen es ab 2019 und heute immer noch anhaltend zu starkem Schädlingsbefall kam. Auffällig an den zunehmenden Trockenstressdauern für Fichten im Harz in diesen drei Jahren ist die zunehmende Fragmentierung der Gebiete, in denen es weiterhin die für die aktuell gültige Klimanormalperiode typischen geringen Trockenstressdauern < 1 Tag für Fichten gab (Abbildung 10.4 rechts). Gebiete mit stärker trockengestressten Fichten (>10 Tage) liegen so quasi überall im Harz nur wenige Kilometer von den besten und sichersten Standorten entfernt und dies ist eine neue Qualität, die es vor den Klimaveränderungen zwischen den letzten beiden Klimanormalperioden im Harz nicht gab.

Im wärmeren und weniger niederschlagsreichen Tiefland waren die Trockenstressdauern aller Baumarten schon vor diesen Entwicklungen höher als im Harz der aktuell gültigen Klimanormalperiode. Baumarten wie die Fichte werden hier schon traditionell kaum angepflanzt, auch weil sommerliche Trockenheit mit Bodenwassermangel das Risiko für Borkenkäferbefall erhöht und die Fichte dadurch auf wenig wasserspeichernden Böden im Tiefland als nicht standortgerecht gilt (Otto et al., 2020). Die Zunahme der Trockenstressdauern im Tiefland vollzog sich in der Vergangenheit langsamer als im Bergland und erforderte daher schon früher den Anbau von Baumarten, die für die dort wärmeren Bedingungen geeignet sind.

Die dargestellten Unterschiede in der Trockenstressdauer der Baumarten sind in den artspezifischen Physiologien begründet und zeigen die Folgen ihrer unterschiedlichen Wassernutzungsstrategien. Hinzu kommen hier nicht abgebildete Stresstoleranzmechanismen: So können Laubbäume bei Trockenstress die Blattwasserspannung verringern oder im Extremfall auch die Blätter abwerfen und so die transpirierende Oberfläche verringern, ohne dass dadurch das Überleben des Baums gefährdet ist. Eichen sind durch ihre bei Verringerung der Blattwasserspannung länger aufrecht erhaltene Blattelastizität bei diesem Adaptionsmechanismus effektiver als Buchen (Backes & Leuschner, 2011), zudem haben sie das stabilere Wasserleitungssystem. Die wichtigste Adaption der Nadelbäume an Trockenstress ist dagegen ihr im Verhältnis zu Laubbäumen generell geringerer Wasserverbrauch für die Transpiration (Fleck et al., 2023a) und die Möglichkeit, ihn durch Stomataschluss noch stärker einzuschränken als das bei Laubbäumen der Fall ist (Duursma et al., 2019). Das Abwerfen der Blattorgane wird bei ihnen dagegen als Notfallreaktion bewertet, um Schäden am Wasserleitungssystem zu vermeiden (Nadal-Sala et al., 2021), weil die verlorenen Nadeln – anders als bei Laubbäumen - nicht in derselben Vegetationsperiode nachwachsen können. Beim Vergleich zwischen den Baumarten sollte bedacht werden, dass ein artspezifisches abiotisches oder biotisches Mortalitätsrisiko im Modell nicht abgebildet wird. Damit können hier nur Reaktionen von vitalen Beständen auf unterschiedliche Wasserverfügbarkeit dargestellt werden.

Ein direkter Vergleich der Trockenstressdauern zwischen den Baumarten ist nur eingeschränkt und am ehesten

innerhalb der Laubbaumarten bzw. innerhalb der Nadelbaumarten möglich. Klassenübergreifend vergleichbar sind stattdessen die artspezifischen Steigerungsraten der Trockenstressdauer zwischen den betrachteten Zeitscheiben. Sie waren in der Vergangenheit im Harz bei den Nadelbaumarten höher als bei den Laubbaumarten und würden auch bei allen RCP 8.5-Projektionen bis zum Jahr 2100 bei Nadelbäumen gravierender sein als bei den Laubbaumarten. Unter den Nadelbaumarten wies die Fichte in der Vergangenheit, auch 2018 – 2020, die höchsten Trockenstressdauern auf und das würde auch in Zukunft bei allen Szenarien im Vergleich der drei Nadelbaumarten erwartet.

Tabelle 10.2: Regionsmittelwerte der Trockenstressdauern im **Harz** für die Zeitscheiben in Vergangenheit und Zukunft in Abhängigkeit von der Baumart und der für zukünftige Zeitscheiben jeweils verwendeten Klimaprojektion

	<b>Eiche</b>	<b>Buche</b>	<b>Fichte</b>	<b>Kiefer</b>	<b>Douglasie</b>
1961 - 1990	1,3	1,1	0,4	0,2	0,1
1991 - 2020	2,6	2,2	1,0	0,7	0,4
2018 - 2020	8,4	7,4	5,5	3,7	3,0
2018 – 2020 Standortmaximum	52,7	51,7	50,3	42,3	46,7
2021 – 2050 CA2-CLM RCP8.5	2,8	2,4	1,2	1,0	0,7
2021 – 2050 ECE-RAC RCP8.5	1,2	1,1	0,5	0,2	0,2
2021 – 2050 MPI-CLM RCP8.5	0,7	0,5	0,2	0,2	0,1
2021 - 2050 MPI-CLM RCP4.5	0,9	0,8	0,3	0,2	0,1
2021 – 2050 MPI-CLM RCP2.6	0,6	0,5	0,1	0,1	0,0
2051 – 2080 CA2-CLM RCP8.5	3,5	2,8	2,0	1,6	0,9
2051 – 2080 ECE-RAC RCP8.5	1,4	1,2	0,4	0,2	0,1
2051 – 2080 MPI-CLM RCP8.5	1,1	0,9	0,3	0,2	0,1
2051 – 2080 MPI-CLM RCP4.5	1,3	1,1	0,3	0,2	0,1
2051 – 2080 MPI-CLM RCP2.6	1,0	0,8	0,2	0,2	0,1
2081 – 2100 CA2-CLM RCP8.5	9,4	8,5	7,8	7,7	6,1
2081 – 2100 ECE-RAC RCP8.5	2,2	1,9	1,0	0,8	0,5
2081 – 2100 MPI-CLM RCP8.5	2,3	1,9	1,0	0,9	0,4
2081 – 2100 MPI-CLM RCP4.5	1,5	1,3	0,8	0,7	0,5
2081 – 2100 MPI-CLM RCP2.6	1,1	0,9	0,3	0,2	0,1

Für die Forstplanung im Harz lässt sich daraus schließen, dass die Fichte an den bereits heute für sie nicht mehr geeigneten Standorten im Bergland auch zukünftig die gefährdetste Baumart ist. Wegen der in allen Klimaprojektionen enthaltenen Möglichkeit weiterer Trockenjahre sind besonders die Hochlagenstandorte für sie interessant, wo sie auch in den Trockenjahren 2018 – 2020 nur geringen Trockenstressdauern ausgesetzt war (Abbildung 10.4 rechts). In der Umgebung dieser besonders gut geeigneten Standorte liegen allerdings fast immer auch Standorte, die aufgrund der stark erhöhten Trockenstressdauern nicht mehr geeignet sind und die aufgrund des dort leichter entstehenden Borkenkäferbefalls unter Umständen ein Risiko auch für die Hochlagenstandorte darstellen können, wenn sie mit Fichte bestockt wären.

Weniger gravierend wäre die Entwicklung des Trockenstressrisikos, wenn das 2°C-Ziel des Pariser Klimaabkommens eingehalten würde, was in etwa der MPI-CLM R2.6 Projektion entspricht. In diesem Fall wäre keine wesentliche Änderung der Trockenstressexposition für Fichten zu erwarten. Schon die MPI-CLM RCP4.5 Projektion, mit der das 2°C-Ziel bis 2100 nur leicht überschritten würde, macht aber deutlich, dass eine Strategie besonders für den Fichtenanbau im Harz gebraucht wird.

Im Tiefland sind ernsthafte Verschlechterungen bis 2100 nur zu erwarten, wenn das 2°C-Ziel deutlich verfehlt wird und es dabei ein für die hiesige Niederschlagsentwicklung ungünstiges Zusammenspiel von globalen und regionalen Luftströmungen gibt (CA2-CLM RCP8.5 Projektion). Bei so einer Entwicklung wären Eichen im Tiefland hinsichtlich der Dürreproblematik noch etwas besser geeignet als Kiefern, da sich ihre Trockenstressdauern auch dann nur mäßig erhöhen. Ganz allgemein wiesen Eichen im Tiefland in dieser Untersuchung in allen Szenarien die geringsten Steigerungen der Trockenstressdauern im Vergleich zur Klimanormalperiode 1991 – 2020 auf. In allen anderen Fällen (MPI-CLM und ECE-RAC-Projektionen) sind bei Kiefern im Tiefland aber allenfalls geringfügig erhöhte Trockenstressdauern zu erwarten.

Der Vergleich der für die Zukunft modellierten Trockenstressdauern mit der Vergangenheit fällt hier durch den Bias der auch für die Jahre 2006 – 2020 rückwirkend berechneten Klimaprojektionen positiver aus als das Änderungssignal innerhalb der Klimaprojektion vermuten lassen würde. So beginnt insbesondere die Temperaturkurve des RCP2.6-Szenarios im Harz 2006 - 2020 auf einem etwa 1°C niedrigeren Niveau als es im Durchschnitt der Jahre 1991

– 2020 gemessen wurde (Abbildung 10.3) – die eigentlich vorhandene Zunahme der Trockenstressdauern im Verlauf der MPI-CLM RCP2.6-Projektion wird deshalb im Vergleich mit gemessenen Werten nicht sichtbar.

Die aus der Standortkartierung hergeleiteten Frischestufen sind an die nur wenig veränderliche Wasserspeicherkapazität der Böden gebunden. Es ist daher nicht verwunderlich, dass die Rangfolge der Frischestufen in ihrer Bedeutung für die Trockenstressgefährdung typischer Baumarten durch die hier vorgestellte Wasserhaushaltsmodellierung im Wesentlichen bestätigt wird. Andererseits wären im Mittel alle Standorte zukünftig nach dem hier gewählten Trockenstressindikator in die jeweils trockenste Wasserhaushaltsstufe des Bergland- oder Tieflandschemas einzugruppiert. Dies macht deutlich, dass eine statische Wasserhaushaltsbetrachtung wie in der aktuellen Standortkartierung in Zukunft nicht mehr unmittelbar für eine klimaresiliente Anbauempfehlung geeignet ist und die Standortkartierung darauf reagieren muss. Eine rein klimatische Beurteilung der Wasserversorgung, wie von zahlreichen Trockenstressindikatoren vorgenommen (Speich et al., 2019) ist standortkundlich unzureichend. Demgegenüber ist eine objektive, standortscharfe und dynamische Beurteilung des Standortfaktors Wasserhaushalt möglich durch die Kombination von: (1) Erfahrungswissen aus der Standortkartierung (Standorteinheiten), (2) räumlich und zeitlich hoch aufgelöste Klimadaten, (3) Bodenprofilen und Zuordnung zu Standorteinheiten und (4) fundierte Wasserhaushaltsmodellierungen.

Das Wasserhaushaltsmodellsystem hat seine Eignung für die Beschreibung der relativen Trockenstressgefährdung gezeigt und führt dabei zu plausiblen Ergebnissen. Forschungsbedarf ergibt sich hierbei einerseits hinsichtlich der Trockenstresstoleranz der hier betrachteten Baumarten, um die zu erwartenden Schäden und die Anbaueignung besser abschätzen zu können. Andererseits wäre es sinnvoll, die physiologischen Eigenschaften weiterer Baumarten, die im Zuge der Wiederbewaldung von Kalamitätsflächen zunehmend eingesetzt werden, zu ermitteln und für die Modellierung aufzubereiten. Es wäre von großem Vorteil, wenn ihre Trockenstressgefährdung in den zukünftig zu erwartenden Klimabedingungen frühzeitig beurteilt werden kann.

## 10.5 Literatur

- Ahrends, B. (2008). Dynamische Modellierung der langfristigen Auswirkungen des Waldumbaus von Kiefernreinbeständen auf die Kohlenstoffspeicherung im Auflagehumus saurer Waldböden in Nordwestdeutschland (Forschungsbeiträge zur Bodenkunde) (1., Edition). Der Andere Verlag.
- Ahrends, B., Hafner, S., Evers, J., Steinicke, C., & Meesenburg, H. (2016). Regionalisierung bodenphysikalischer Parameter für Waldstandorte in Sachsen-Anhalt – Unsicherheitsbetrachtung an Standorten verschiedener Umweltmessnetze. In Gefährdungen der Ökosystemdienstleistungen von Wäldern. Fachtagung vom 9. Bis 10. Oktober 2014 in Göttingen (Bd. 14). Universitätsverlag Göttingen.
- Ahrends, B., Heitkamp, Felix, Buresch, Martin, Evers, J., Hentschel, Sven, 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. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitschrift*, 192 (9/10), 193–218.
- Ahrends, B., Panfyorov, O., Czajkowski, T., Döring, C., Jansen, M., & Bolte, A. (2009). Bundesweiter standortsbezogener Modellierungsansatz zur Abschätzung von Trockenstress ausgewählter Baumarten unter den Klimaszenarien A1B und B1 im DSS Wald und Klima. *Ber. Freiburger Forstliche Forschung*, 82, 161–179.
- Ahrends, B., Schmidt-Walter, & Meesenburg, H. (2017). Standortinformationen für die Bundeswaldinventur in Niedersachsen (Waldzustandsbericht Niedersachsen, S. 24–27). Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz / NW-FVA.
- Backes, K., & Leuschner, C. (2011). Leaf water relations of competitive *Fagus sylvatica* and *Quercus petraea* trees during 4 years differing in soil drought. *Canadian Journal of Forest Research*, 30, 335–346. <https://doi.org/10.1139/x99-205>
- Baston, D. (2020). Exactextractr: Fast Extraction from Raster Datasets using Polygons. R package version 0.4.0. <https://CRAN.R-project.org/package=exactextractr>
- Böttcher, J., Springob, G., & Duijnsveld, W. H. M. (1999). Sandige Böden und deren Wasser- und stoffhaushalt unter acker und Nadelwald im Fuhrberger Feld. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft*, 90, 405–436.
- Bug, J., Heumann, S., Müller, U., & Waldeck, A. (2020). GeoBerichte 19—Auswertungsmethoden im Bodenschutz. [https://doi.org/10.48476/geober\\_19\\_2020](https://doi.org/10.48476/geober_19_2020)
- Buras, A., Rammig, A., & Zang, C. S. (2020). Quantifying impacts of the 2018 drought on European ecosystems in comparison to 2003. *Biogeosciences*, 17(6), 1655–1672. <https://doi.org/10.5194/bg-17-1655-2020>
- Dobbertin, M., Wermelinger, B., Bigler, C., Bürgi, M., Carron, M., Forster, B., Gimmi, U., & Rigling, A. (2007). Linking increasing drought stress to Scots pine mortality and bark beetle infestations. *TheScientificWorldJournal*, 7 Suppl 1, 231–239. <https://doi.org/10.1100/tsw.2007.58>
- Duursma, R. A., Blackman, C. J., Lopéz, R., Martin-StPaul, N. K., Cochard, H., & Medlyn, B. E. (2019). On the minimum leaf conductance: Its role in models of plant water use, and ecological and environmental controls. *New Phytologist*, 221(2), 693–705. <https://doi.org/10.1111/nph.15395>
- Fleck, S., Ahrends, B., Weis, W., Falk, W., Habel, R., & Meesenburg, H. (2023a). Evaluierung artspezifischer Unterschiede in LWF-Brook90 mit Xylemflussmessungen. *Forstliche Forschungsberichte München*, 224, 53-68.

- Fleck, S., Ahrends, B., & Meesenburg, H. (2023b). Dynamische Wasserhaushaltsdarstellung für forstliche Standorte in Sachsen-Anhalt. *Forstliche Forschungsberichte München*, 224, 139-155.
- Fleck, S., Ahrends, B., & Meesenburg, H. (2022). Trockenstressrisiko im Harz—AFZ DerWald 15-2022. *Allgemeine Forstzeitschrift*. [https://www.digitalmagazin.de/marken/afz-derwald/hauptheft/2022-15/waldokologie/021\\_trockenstressrisiko-im-harz](https://www.digitalmagazin.de/marken/afz-derwald/hauptheft/2022-15/waldokologie/021_trockenstressrisiko-im-harz)
- Forster, P. M., Smith, C. J., Walsh, T., Lamb, W. F., Lamboll, R., Hauser, M., Ribes, A., Rosen, D., Gillett, N., Palmer, M. D., Rogelj, J., von Schuckmann, K., Seneviratne, S. I., Trewin, B., Zhang, X., Allen, M., Andrew, R., Birt, A., Borger, A., ... Zhai, P. (2023). Indicators of Global Climate Change 2022: Annual update of large-scale indicators of the state of the climate system and human influence. *Earth System Science Data*, 15(6), 2295–2327. <https://doi.org/10.5194/essd-15-2295-2023>
- Gehrt, E., Benne, I., Everstbusch, S., Krüger, K., & Langner, S. (2021). *GeoBerichte 40—Erläuterung zur BK50 von Niedersachsen*. [https://doi.org/10.48476/geober\\_40\\_2021](https://doi.org/10.48476/geober_40_2021)
- Grillakis, M. G. (2019). Increase in severe and extreme soil moisture droughts for Europe under climate change. *Science of The Total Environment*, 660, 1245–1255. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.001>
- Hafner, S., Ahrends, B., Köhler, M., Evers, J., & Meesenburg, H. (2017). Ableitung von bodenphysikalischen Parametern für Waldstandorte in Schleswig-Holstein.
- Hammel, K., & Kennel, M. (2001). Charakterisierung und Analyse der Wasserverfügbarkeit und des Wasserhaushalts von Waldstandorten in Bayern mit dem Simulationsmodell BROOK90, 185, 117 S.
- Jansen, M., Döring, C., Ahrends, B., Bolte, A., Czajkowski, T., Panfyorov, O., Albert, M., Spellmann, H., Nagel, J., Lemme, H., Habermann, M., Staupendahl, K., Möhring, B., Böcher, M., Storch, S., Krott, M., Nuske, R., Thiele, J., Nieschulze, J., & Beese, U. (2008). Anpassungsstrategien für eine nachhaltige Waldbewirtschaftung unter sich wandelnden Klimabedingungen textendash Entwicklung eines Entscheidungsunterstützungssystems „Wald und Klimawandel“ (DSS-WuK). *Forstarchiv*, 79, 131–142.
- Lillich, W., Kuckelkorn, K. F., & Hofmann, W. (1973, Januar 1). Untersuchungen zum Grundwasserhaushalt im repräsentativen—Lockergesteinsgebiet Fuhrberger Feld bei Hannover—Bilanzjahre 1967 und 1968. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung. [https://www.schweizerbart.de/publications/detail/isbn/9783510967445/Beih\\_107\\_z\\_Geol\\_Jahrb](https://www.schweizerbart.de/publications/detail/isbn/9783510967445/Beih_107_z_Geol_Jahrb)
- Nadal-Sala, D., Grote, R., Birami, B., Knüver, T., Rehschuh, R., Schwarz, S., & Ruehr, N. K. (2021). Leaf Shedding and Non-Stomatal Limitations of Photosynthesis Mitigate Hydraulic Conductance Losses in Scots Pine Saplings During Severe Drought Stress. *Frontiers in Plant Science*, 12, 715127. <https://doi.org/10.3389/fpls.2021.715127>
- NFP. (2007). Forstliche Standortaufnahme. Geländeökologischer Schätzrahmen—Anwendungsbereich: Mittelgebirge, Bergland und Hügelland (S. 11). Niedersächsisches Forstplanungsamt. <http://www.landesforsten.de/Publikationen.1291.0.html>
- NFP, & LLUR. (2009). Forstliche Standortaufnahme. Geländeökologischer Schätzrahmen. Anwendungsbereich: Pleistozänes (Diluviales) Tiefland (S. 14). Niedersächsisches Forstplanungsamt, Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und Ländliche Räume Schleswig-Holstein. <http://www.landesforsten.de/Publikationen.1291.0.html>
- Otto, H. J., Wagner, S., Schüler, G., & Noack, M. (2020). Standortansprüche der wichtigsten Waldbaumarten (FNR - Empfehlungen für die Praxis, S. 60). Fachagentur für Nachwachsende Rohstoffe. <https://www.fnr.de/presse/pressemitteilungen/aktuelle-mitteilungen/aktuelle-nachricht/neu-standortansprueche-der-wichtigsten-waldbaumarten>
- Overbeck, M., Schmidt, M., Fischer, C., Evers, J., Schulze, A., Hövelmann, T., & Spellmann, H. (2011). Ein statistisches Modell zur Regionalisierung der nutzbaren Feldkapazität von Waldstandorten in Niedersachsen. *Forstarchiv*, 82, 92–100. <https://doi.org/10.2376/0300-4112-82-92>
- Patacca, M., Lindner, M., Lucas-Borja, M. E., Cordonnier, T., Fidej, G., Gardiner, B., Hauf, Y., Jasinevičius, G., Labonne, S., Linkevičius, E., Mahnken, M., Milanovic, S., Nabuurs, G.-J., Nagel, T. A., Nikinmaa, L., Panyatov, M., Bercak, R., Seidl, R., Ostrogović Sever, M. Z., ... Schelhaas, M.-J. (2023). Significant increase in natural disturbance impacts on European forests since 1950. *Global Change Biology*, 29(5), 1359–1376. <https://doi.org/10.1111/gcb.16531>
- Petzold, R., Benning, R., Gemballa, R., Karas, F., & Andreae, H. (2014, 20.9). Aus alt mach neu. Altweiserdaten für die Ableitung und Regionalisierung bodenphysikalischer Eigenschaften in Sachsen. *Wälder der Zukunft: Lebensraum, Ressourcenschutz und Rohstoffgewinnung*. Forstwissenschaftliche Tagung, Dresden.
- Rakovec, O., Samaniego, L., Hari, V., Markonis, Y., Moravec, V., Thober, S., Hanel, M., & Kumar, R. (2022). The 2018–2020 Multi-Year Drought Sets a New Benchmark in Europe. *Earth's Future*, 10(3), e2021EF002394. <https://doi.org/10.1029/2021EF002394>
- Samaniego, L., Thober, S., Kumar, R., Wanders, N., Rakovec, O., Pan, M., Zink, M., Sheffield, J., Wood, E. F., & Marx, A. (2018). Anthropogenic warming exacerbates European soil moisture droughts. *Nature Climate Change*, 8(5), Article 5. <https://doi.org/10.1038/s41558-018-0138-5>
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2020.108023>
- Schröder, H., & Fiedler, H.-J. (1975). Nährstoffgehalt und Trophiegliederung waldbodenbildender Grundgesteine des Harzes. *Hercynia*, 12, 40–57.
- Speich, M.J.R. (2019) Quantifying and modeling water availability in temperate forests: a review of drought and aridity indices. *iForest*, 12, 1-16.
- Stüber, V., Wachter, H., & Riedel, A. (1999). Böden aus Talsand und ihre ökologische Einstufung durch die forstliche Standortskartierung für Waldnutzung und -umbau. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft*, 90, 425–436.
- Thiele, J., Nuske, R., Ahrends, B., & Saborowski, J. (2009). Entwicklung eines Entscheidungsunterstützungssystems für die Waldbewirtschaftung unter sich ändernden Klimabedingungen.



- Thiele, J., Nuske, R. S., 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. *Ecological Modelling*, 346, 30–47. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2016.11.013>
- Vuuren, D., Edmonds, J., Kainuma, M., Riahi, K., Thomson, A., Hibbard, K., Hurtt, G., Kram, T., Krey, V., Lamarque, J.-F., Masui, T., Meinshausen, M., Nakicenovic, N., Smith, S., & Rose, S. (2011). The representative concentration pathways: An overview. *Climatic Change*. This issue. *Climatic Change*, 109, 5–31. <https://doi.org/10.1007/s10584-011-0148-z>
- Wehberg, J.-A., & Böhner, J. (2023). Hochaufgelöste Klimaprojektionen für Deutschland. *Forstliche Forschungsberichte München*, 224, 69-78
- Weis, W., Ahrends, B., Fleck, S., Habel, R., & Wellpott, A. (2023). Modellparameter zur Abbildung des Standortwasserhaushalts mit LWF-Brook90. *Forstliche Forschungsberichte München*, 224, 22-52.
- Wessolek, G., Kaupenjohann, M., & Renger, M. (2009). *Bodenphysikalische Kennwerte und Berechnungsverfahren für die Praxis* (Bd. 40). TUB Selbstverlag.
- Ziche, D., Riek, W., Russ, A., Hentschel, R., & Martin, J. (2021). Water Budgets of Managed Forests in Northeast Germany under Climate Change—Results from a Model Study on Forest Monitoring Sites. *Applied Sciences*, 11(5), Article 5. <https://doi.org/10.3390/app11052403>