

Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz	Heft 23 (2025)	S. 19–58	33 Fig. 15 Tab. + Anhang
urn:nbn:de:0041-2507141600235.329852819422			



Scopus Indexed Journal

Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz – Forest Ecology, Landscape Research and Nature Conservation

www.afsv.de/index.php/waldoekologie-landschaftsforschung-und-naturschutz


Leitwaldgesellschaften für den ökologischen Waldumbau in Deutschland unter den Bedingungen des Klimawandels

Target forest types for ecological forest conversion in Germany under the conditions of climate change

Angela Schlutow, Rainer Gemballa

Abstract

This study was carried out within the joint research initiative MultiRiskSuit (2023–2024), coordinated by the Competence Center for Forest and Forestry of the Saxon State Forestry Enterprise. It presents methodological tools to support the development of near-natural forest ecosystems that are adapted to future climate conditions. The underlying assumption is that certain indicator forest communities could have naturally migrated into Germany - had climate change progressed more gradually – from southern regions where the anticipated future climate has already prevailed for centuries. These forest communities are assumed to possess the potential to re-establish their associated biocoenoses and to develop their typical biodiversity under natural conditions. The identified target forest types (TFTs) serve as essential reference units for deriving forest development types within ecological forest conversion strategies.

The BERN database (SCHLUTOW et al. 2024) forms the basis for modeling. A total of 1,143 plant communities, including 543 natural or near-natural forest types, were assessed based on datasets primarily collected prior to 1980 at sites largely unaffected by pollution. In total, 473 phytosociological studies were analyzed (see Supplement 2), comprising approximately 143,000 relevés and associated descriptions of climatic, ecological, and edaphic site conditions across Central and Southern Europe. Each plant community was characterized using fuzzy value ranges for site parameters such as pH, base saturation, C/N ratio, volumetric water content, continentality index, climatic water balance, length of growing season, and PAR radiation, derived from reference data.

To regionalize climate-adapted forest communities, a forest-ecological climate classification for Germany was developed that considers future climate projections. The parameters

„length of the growing season“ (days > 10 °C) and „climatic water balance“ during this period proved sufficient to establish significant correlations with the occurrence of forest community groups, defined by dominant tree species. Based on observational data (1991–2020) and RCP8.5 scenario projections (2051–2080), growing seasons are expected to range from 55 to 246 days per year, and climatic water balances from -47 to +291 mm per month. Classification schemes by Benning et al. (2015) were used to assign forest communities to mapped site types. Altogether, 147 forest communities were assigned to 38,200 unique site/climate combinations. Where multiple communities were viable, selection was refined using ten additional site parameters. Mapping was performed at 1:200,000 scale by intersecting soil and climate class maps. For each TFT, a detailed fact sheet was created describing reference site parameters and vegetation structure (see Supplement 1).

These results aim to support forestry decision-makers in selecting appropriate tree species and designing resilient forest structures for climate-adapted forest transformation.

Keywords: Climate-change-adapted natural forest communities, target forest types (TFT), BERN model, forest-ecological climate classification of Germany, vegetation structure of natural forest communities

Zusammenfassung

Das vorliegende Projekt wurde im Rahmen des Verbundprojekts MultiRiskSuit (Klimawandelbedingte Mortalitäts- und Wachstumstrends als Grundlage für bundesweit vergleichbare Baumarteneignungsbeurteilungen) vom Kompetenzzentrum Wald und Forstwirtschaft des Staatsbetriebes Sachsenforst 2023–2024 erarbeitet. Der Forschungsbericht stellt Werkzeuge bereit für die Initialisierung klimawandelangepasster naturnaher Wälder. Dabei soll die Voraussetzung gelten, dass die Leitwaldgesellschaften auch auf natürlichem Wege

nach Deutschland einwandern könnten, wenn der Klimawandel sehr viel langsamer vorstättenginge, d. h. aus Standorten südlich von Deutschland, wo seit Jahrhunderten bereits das Klima herrschte, das zukünftig an entsprechenden Standorten in Deutschland zu erwarten ist. Nur diese Waldgesellschaften haben das Potential, in Deutschland ihre vergesellschaftete Biozönose nachzuziehen und auf natürlichem Wege ihre typische Biodiversität auszuprägen. Die Leitwaldgesellschaften sollen als maßgebliche Bausteine bei der Ableitung von Waldentwicklungstypen für den ökologischen Waldbau dienen.

Als Grundlage für die Modellierung dient die BERN-Datenbank (SCHLUTOW ET AL. 2024). Für die Modellierung wurden 1.143 Pflanzengesellschaften (davon 543 naturnahe Waldgesellschaften) aus Datensammlungen aufgenommen, die an weitgehend unbelasteten Standorten erhoben wurden, vorzugsweise solche, die vor 1980 datiert waren. Hierzu wurden bisher 473 phytosoziologische Veröffentlichungen ausgewertet (s. Anhang 2, online), die insgesamt 143.000 Vegetationsaufnahmen mit entsprechender Beschreibung der klimaökologischen und edaphischen Standortfaktoren aus Mittel- und Südeuropa enthielten. Die jeweils älteste verfügbare Stetigkeitstabelle dient als Referenz für eine Gesellschaft. Jeder Gesellschaft wurden aus Referenz-Messdaten Spannen mit unscharfen Grenzen für pH-Wert, Basensättigung, C/N-Verhältnis, volumetrischer Wassergehalt, Kontinentalitäts-Index, Klimatische Wasserbilanz, Vegetationszeitlänge und PAR-Strahlung zugeordnet.

Für die Regionalisierung von klimawandelangepassten Leitwaldgesellschaften wird eine Klimagliederung für Deutschland unter Berücksichtigung des prognostizierten Klimawandels vorgeschlagen. Die Parameter Vegetationszeitlänge (Periode der Tage mit $> 10^{\circ}\text{C}$) und Klimatische Wasserbilanz in der Vegetationszeit reichen hierfür aus, um einen signifikanten Zusammenhang zum Vorkommen von Waldgesellschaftsgruppen (zusammengestellt nach Hauptbaumarten) herzustellen. Die Auswertung der Messdaten (Zeitreihe 1991–2020) und eines Simulationslaufes des Szenarios RCP8.5 (Zeitreihe 2051–2080) ergab eine Spanne der Vegetationszeitlänge von 55 bis 246 d a⁻¹ und eine Spanne der Klimatischen Wasserbilanz von -47 bis +291 mm in der Vegetationszeit. Grundlage für die Zuordnung der Leitwaldgesellschaften zu Standortsformen der Forstlichen Standortkartierung bilden die Klassifikationsrahmen nach BENNING et al. (2015). Allen so entstandenen 38.200 Standort-/Klima-Kombinationstypen wurden nun insgesamt 147 verschiedene Leitwaldgesellschaften zugeordnet. Kamen mehrere Gesellschaften an einem Standorttyp infrage, wurde eine Alternativenprüfung anhand 10 weiterer Standortfaktoren durchgeführt. Die Kartierung für Deutschland erfolgte auf Basis der Bodenkarten 1:200.000, verschnitten mit der Klimaklassenkarte. Für jede Leitwaldgesellschaft wurde ein Steckbrief mit den Referenz-Standortparametern und der Vegetationsstruktur erstellt (Anhang 1, online).

Die Ergebnisse können dazu beitragen, forstliche Entscheidungsträger beim Waldbau hinsichtlich einer geeigneten Baumartenwahl und -strukturierung zu unterstützen.

Schlüsselwörter: klimawandelangepasste naturnahe Waldgesellschaften, Leitwaldgesellschaften für den ökologischen Waldbau, BERN-Modell, forstökologische Klimagliederung Deutschlands, Vegetationsstruktur naturnaher Waldgesellschaften

1 Einleitung

Seit 2018 ist ein massives Baumsterben zu beobachten. Hauptursache ist die Klimakrise, die bis Mitte des 21. Jahrhunderts weiter fortschreiten wird (PIK 2025). Das Projekt MultiRiskSuit (Klimawandelbedingte Mortalitäts- und Wachstumstrends als Grundlage für bundesweit vergleichbare Baumarteneignungsbeurteilungen) setzt an, um klimaresiliente, naturnahe Waldstrukturen in Deutschland zu fördern. An dem Projekt MultiRiskSuit ist das Kompetenzzentrum Wald und Forstwirtschaft des Staatsbetriebes Sachsenforst mit dem Teilvorhaben „Landesspezifisches Baumarteneignungsverfahren Sachsen“ beteiligt.

Die in diesem Artikel vorgestellten Arbeitsergebnisse bilden wesentliche Grundlagen, um das sächsische Verfahren zur Ermittlung geeigneter klima- und standortsangepasster Baumartenvorschläge auch im gesamtdeutschen Kontext anwenden zu können. Grundlage ist die Ableitung von Leitwaldgesellschaften, deren Ursprung in Regionen liegt, die bereits langfristig die zukünftig in Deutschland zu erwartenden Klimabedingungen aufwiesen.

Über die Art und Weise eines zukunftsfesten Waldbaus gibt es unterschiedliche Auffassungen in der Fachwelt.

So wird u. a. vorgeschlagen, die Wälder sich selbst zu überlassen und abzuwarten, welche Baumarten sich von selbst ansamen und durchsetzen (BUND 2024). Dieser Ansatz ist insofern problematisch, als aktuell auf den Flächen, die zukünftig deutlich wärmeres und trockeneres oder feuchteres Klima aufweisen werden, aktuell kein Genpotenzial für die Ansamung zukunfts-fester Baumarten enthält. Vielmehr wird sich zunächst das vorhandene Genpotenzial nicht anpassungsfähiger Arten etablieren, so dass es in absehbarer Zeit wiederum zum Absterben der Bestände kommt. Initialpflanzungen oder Ansamungen zukunfts-fester Baumarten würden dagegen dazu führen, dass sich diese bisher am Standort unbekannten Baumarten langfristig gegenüber den bisherigen vitalitätsgeminderten Arten durchsetzen und sich so stabile, klimaangepasste naturnahe Wälder entwickeln können.

Die Theorie des klimaplastischen Waldes geht den Weg, mit „Baumarten-Mischungen eine relativ dauerhafte interne Anpassung der Waldstruktur an einen möglichen Klima- bzw. Standortswandel zu gewährleisten, und zwar durch naturentsprechende Diversifikation von allen wichtigen Waldstrukturelementen und ihrer Mischung mittels Kombinationen von Baumarten unterschiedlicher pflanzengeografischer und damit klimageografischer Herkunft im Rahmen von standortsspezifischen Waldökosystemtypen mit Baumarten-Mischungen“ (Zitat aus HOFMANN ET POMMER 2004). Dieser Ansatz geht davon aus, dass sich durch Aufbau oder forstlichen Nachbau diverser Waldstrukturen früher oder später die am besten angepassten Arten durchsetzen werden. Dieser Ansatz hat jedoch den Nachteil, dass die evolutionär ausgebildeten Konkurrenzgleichgewichte, wie sie in einer naturnahen Gesellschaftsstruktur herrschen, ausgeblendet und damit deren Ausprägung deutlich verzögert wird. Damit ist diese Vorgehensweise aus forstwirtschaftlicher Sicht ineffizient.

Dieser Beitrag stellt Werkzeuge für die Umsetzung desselben Ziels vor, nämlich der Initialisierung klimawandelangepasster naturnaher Wälder, jedoch mit einer abgewandelten Methode:

Grundlage für die Wahl der Baumarten und ihrer Mischung soll eine Leitwaldgesellschaft in der typischen Struktur einer naturnahen Waldgesellschaft aus Regionen sein, in denen seit Jahrhunderten das Klima herrschte, das wir zukünftig in den entsprechenden Regionen Deutschlands zu erwarten haben. Resultierend aus der Datenbasis europäischer Vegetationsaufnahmen der BERN-Datenbank gilt hierbei die Voraussetzung, dass diese Leitwaldgesellschaften auch auf natürlichem Wege nach Deutschland einwandern könnten, wenn der Klimawandel sehr viel langsamer vorstättenginge. Nur Waldgesellschaften aus Europa südlich Deutschlands können in Deutschland ihre vergesellschaftete Biozönose nachziehen und auf natürlichem Wege ihre typische Biodiversität ausprägen.

2 Methodik der Erhebung von Leitwaldgesellschaften und ihrer ökologischen Nischen

2.1 Grundsätze für die Herleitung von Leitwaldgesellschaften nach dem PNV-Konzept

Unter „Leitwaldgesellschaft“ soll im Folgenden die Pflanzengemeinschaft verstanden werden, die evolutionär an die gegebenen Standort- und Klimaverhältnisse am besten angepasst ist. Sie hat ein dynamisch-stabiles Konkurrenz-Gleichgewicht der Populationen untereinander und zu ihrer vergesellschafteten Fauna ausgeprägt und kann dieses bei Störungen immer wieder selbst regenerieren. Leitwaldgesellschaften können deshalb richtungsweisend für einen erfolgreichen nachhaltigen Waldumbau sein. Nur eine selbstregenerierungsfähige Biozönose kann biotischen oder abiotischen Schad- und Störfaktoren flexibel widerstehen und sich selbstständig wieder in einen Gleichgewichtszustand bringen (BRUNHOLD et al. 1996).

Da Konkurrenzbeziehungen von Baumarten in einem Waldökosystem einen deutlichen Einfluss auf die Vitalität der einzelnen Baumarten haben, sind die Abbildung der optimalen Artenzusammensetzung und Mischungsverhältnisse in der Leitwaldgesellschaft von großer Bedeutung. Nur die standortangepassten Baumarten können in den Waldgesellschaften als Haupt- und Mischbaumarten stabile Konkurrenz- und Kooperationsbeziehungen zueinander und zu den steten Arten der Strauch- und Krautschicht aufbauen. Diese können unter den jeweils zugehörigen Standortformen bei minimalem Pflegeaufwand stabile und gesunde Bestände mit der am Standort höchstmöglichen multiplen Funktionsfähigkeit entwickeln (vgl. SCHLUTOW ET SCHRÖDER 2021, 2024a). Wenn die Artenkombination aus Haupt-, Misch-, Nebenbaumarten, Strauch-, Kraut- und Moosarten (einschließlich Pilz- und Flechtengesellschaften) sowie den vergesellschafteten Tiergruppen dem evolutionär am besten angepassten strukturellen Mischungsverhältnis entspricht, ist die Resilienz und Elastizität gegenüber Störungen am größten, somit das Anbaurisiko weitestgehend minimiert (CALLAWAY 1995).

Verwendet man – wie hier vorgeschlagen – als Bezeichnung der Leitwaldgesellschaften die pflanzensoziologische Systematik und Nomenklatur, ergibt sich eine Schwierigkeit daraus, dass die bisher übliche Systematik nicht primär auf einer standortökologischen Klassifikation beruht, sondern auf der vegetationsbezogenen Ähnlichkeit der untersuchten

Pflanzenbestände. Dieser Nachteil wird aber dadurch gemildert, dass sich auf den unteren Ebenen der pflanzensoziologischen Systematik (Assoziation und Subassoziation) mehr oder weniger enge Bindungen an eine bestimmte Spanne pflanzenphysiologisch relevanter Standortparameter identifizieren lassen. Eine Voraussetzung hierfür ist jedoch, dass man die Parameterspannen als unscharfe Grenzen der ökologischen Nischen auffasst, da absolute Grenzen nicht nachweisbar sind bzw. zu extrem großen Spannen führen, die keine Zuordnung zu bestimmten Naturraumeinheiten mehr zulassen.

Auch wenn die Hypothese der Pflanzengesellschaft in einem soziologisch-dynamischen Gleichgewicht mit den abiotischen Standortfaktoren (TÜXEN 1957) nicht mehr ohne Einschränkungen dem Stand der neuesten vegetationskundlichen Forschung entspricht, sind für die Aufgabenstellung die folgenden Definitionen zugrunde gelegt. Sie gelten daher ausschließlich als vereinfachende Annahmen zu Modellierungszwecken.

Die Pflanzengesellschaft „besitzt einen Merkmalskern gemeinsamer Pflanzensippen, die charakteristische Artenkombination“ (DIERSCHKE 1994). Pflanzengesellschaften „zeigen bestimmte Umweltbedingungen des jeweiligen Wuchsortes an“ (ebenda). Aus dieser Erkenntnis resultiert das Gesetz der relativen Standortkonstanz (H. U. E. WALTER 1953, in DIERSCHKE 1994). In der Datenbasis des BERN-Modells werden deshalb die Pflanzengesellschaften mit eindeutig abgrenzbarer Standortkonstanz aufgenommen, woraus sich die Notwendigkeit ergab, mitunter Assoziationen auch in Subassoziationen zu untergliedern. Im Folgenden wird deshalb die charakteristische Artenkombination einer standortkonstanten Pflanzengesellschaft (Assoziation oder Subassoziation) gebildet aus den hochsteten Arten mit mindestens 70 % Stetigkeit in den entsprechenden Stetigkeitstabellen. Die Festlegung auf das Stetigkeitskriterium 70 % ergab sich als Erfahrungswert bei der Erstellung der BERN-Datenbank. Erst bei schrittweiser Reduzierung der Arten auf jene mit mindestens 70 % Stetigkeit ergab sich eine eindeutige Abgrenzung der Optimumbereiche der Gesellschaften entlang eines abiotischen Standortgradienten voneinander. Während die ökologischen Nischen von Gesellschaften sich in den Randbereichen (Ökotonen) weit überlappen können, sind doch die Optimumbereiche deutlich voneinander abgegrenzt. Somit wurden nur diese hochsteten Arten als Indikatorarten für eindeutig abgrenzbare Standortamplituden – mit unscharfen „Fuzzy“-Grenzen – verwendet.

2.2 Ermittlung der Existenzmöglichkeitsbereiche von Pflanzengesellschaften mit dem BERN-Modell

2.2.1 Modellansatz

Für die Modellierung mit der BERN-Datenbank wurden die spontan vorkommenden Pflanzengesellschaften aus Datensammlungen ausgewertet, die an anthropogen kaum überprägten Standorten aufgenommen worden waren. So sind insbesondere sehr frühe Aufnahmen von Interesse, vorzugsweise solche, die vor 1980 datiert waren.

Es liegen nur relativ wenige Aufnahmen aus der Zeit vor der Industrialisierungswelle mit am Standort erhobenen Messdaten

abiotischer Standortparameter vor. Und vorliegende Messwerte aus dieser Zeit stammen aus nicht standardisierten Messungen.

Jedoch sind in der Fachliteratur zu den Vegetationstabellen immer auch verbale Angaben zu Boden-, Wasser- und Klimafaktoren des Fundortes enthalten. Diese Angaben konnten entsprechend ihrer (damaligen) Definition mit nunmehr vorliegenden Datenbanken von Referenzstandortsformen verglichen werden und so im Analogieschluss Standortparameter zu den Fundorten der Gesellschaften zugeordnet werden. Eine ausführliche Darstellung der Datengrundlagen und Methoden enthält SCHLUTOW et al. (2024).

Eingegangen sind allgemein zugängliche Veröffentlichungen von Vegetationsaufnahmen der entsprechenden Fachliteratur. Dabei wurden ausschließlich bereits aggregierte Stetigkeitstabellen verwendet und auch nur dann, wenn zu ihnen ausreichende Informationen zu den Standorteigenschaften der Fundorte beigefügt waren.

Die BERN-Datenbank wurde stetig weiterentwickelt. Der jeweilige Stand der Entwicklungen wurde publiziert (BERN1: SCHLUTOW et HÜBENER 2002 in ACHERMANN et BOBBINK (2003); SCHLUTOW et HÜBENER 2004; BERN2: SCHLUTOW in DeVRIES et al. (2007), NAGEL et al. 2010; BERN3: SCHLUTOW et al. in BALLA et al. (2013), SCHLUTOW et al. in DeVRIES et al. (2015); BERN5: SCHLUTOW et al. (2018); BERN5.1: SCHLUTOW et al. 2024). Die Datenbank in der aktuellen Version 5.2 ist veröffentlicht unter <https://github.com/bern-model/BERN> sowie unter [10.5281/zenodo.10406721](https://zenodo.org/record/10406721) und ist frei für Jedermann verfügbar.

Über 470 Quellen wurden ausgewertet, darunter Standardwerke wie BRAUN-BLANQUET 1928, 1964, 1979, BORHIDI 1967, 2003, CHYTRY et al. 2007–2013, DONITA et al. 2008, ELLENBERG et KLÖTZLI 1972, HARTMANN et JAHN 1967, HORVAT et al. 1974, JULVE 1993, 2024, OBERDORFER 1993–1998, PASSARGE 1964, PASSARGE et HOFMANN 1968, RIVAS-MARTINEZ 1987, SCHAMINEE et al. 2010, 2022, SCHUBERT 2001, Soó 1964b, SUCCOW et JOOSTEN 2001, TÜXEN 1937, WALENTOWSKI et al. 2004 sowie WILLNER et GRABHERR 2007. Die vollständige Liste der ausgewerteten Quellen enthält Anhang 2, siehe online.

Die Standardwerke der pflanzensoziologischen Fachliteratur,

die für die Erstellung der BERN-Datenbanken ausgewertet wurden, enthalten neben Stetigkeitstabellen für eine Pflanzengesellschaft und der Beschreibungen der Fundorte hinsichtlich der abiotischen Standortfaktoren i. d. R. auch Auflistungen der Ortsbezeichnungen der Fundorte, die in die Stetigkeitstabellen eingegangen sind.

Mit Stand April 2025 enthält die BERN5.2-Datenbank folgende Datensätze (Tab. 1, Abb. 1):

Jeder aufgenommenen Pflanzengesellschaft wurde nun die jeweils älteste verfügbare Stetigkeitstabelle der diagnostischen Pflanzenarten beigefügt. Aufgrund des Datenmaterials aus der Zeit überwiegend vor 1980 wurden teilweise heute unübliche Gesellschaftsnamen verwendet, um den Bezug zur Referenz-Stetigkeitstabelle im Original beizubehalten. In der BERN-Datenbank werden die Pflanzengesellschaften mit eindeutig abgrenzbarer Standortkonstanz aufgenommen, woraus sich die Notwendigkeit ergab, mitunter Assoziationen auch in regionale Vikarianten zu untergliedern.

In die Artenlisten der Pflanzengesellschaften der BERN-Datenbank wurden die konstanten Begleitarten mit einer hohen Stetigkeit von 70 % oder mehr aufgenommen, weiterhin die Charakterarten, wenn sie eine Stetigkeit von 40 % oder mehr aufweisen, dazu die regionalen Differenzialarten, die typischerweise, wenn auch nicht höchstet, in der Gesellschaft vorkommen. Zu allen Arten wurden die gesellschaftstypischen Deckungsgrade in der jeweiligen Vegetationsschicht übernommen bzw. aus verbalen Beschreibungen oder von Fotos abgeschätzt. Außerdem sind alle geschützten Pflanzenarten nach deutschem und EU-Recht aufgenommen und entsprechend gekennzeichnet.

Die folgenden geo-ökologischen Standortfaktoren wurden als wesentliche vegetationstypbestimmende Parameter ermittelt und den Pflanzengesellschaften zugeordnet. Diese Parameter bilden die Datenbasis des BERN-Modells:

- Bodentyp, Ausgangsmaterial, Substrat, Humusform
- Hangneigung [°]
- Exposition [grd:min:sec]

Tab. 1: Anzahl von Datensätzen in der BERN5.2-Datenbank mit Stand April 2025.

Tab. 1: Overview of data records in the BERN5.2 database (as of April 2025).

Stand	BERN5.2
Anzahl der Vegetationsaufnahmen, die zu Stetigkeitstabellen zusammengefasst wurden mit Beschreibung der typischen Standortfaktoren (europaweit)	143.000
Vegetationsaufnahmen mit standortspezifischen Messwerten der Bodenchemie (europaweit)	126.871
davon Level II-Standorte	685
Anzahl Referenzbodenprofile der Bodenübersichtskarte 1 : 1 Mio. Deutschlands mit standorttypischen Messwerten der Bodenchemie, die im BERN-Modell den Pflanzengesellschaften gutachterlich als typisch zugeordnet sind	674
Pflanzenarten mit artspezifischen ökologischen Nischen für 8 Standortparameter	2.526
Pflanzengesellschaften mit gesellschaftsspezifischen multiplen Existenz-Möglichkeitsfunktionen aus den 8 Standortparametern	1.143
davon natürliche/naturnahe Waldgesellschaften	543

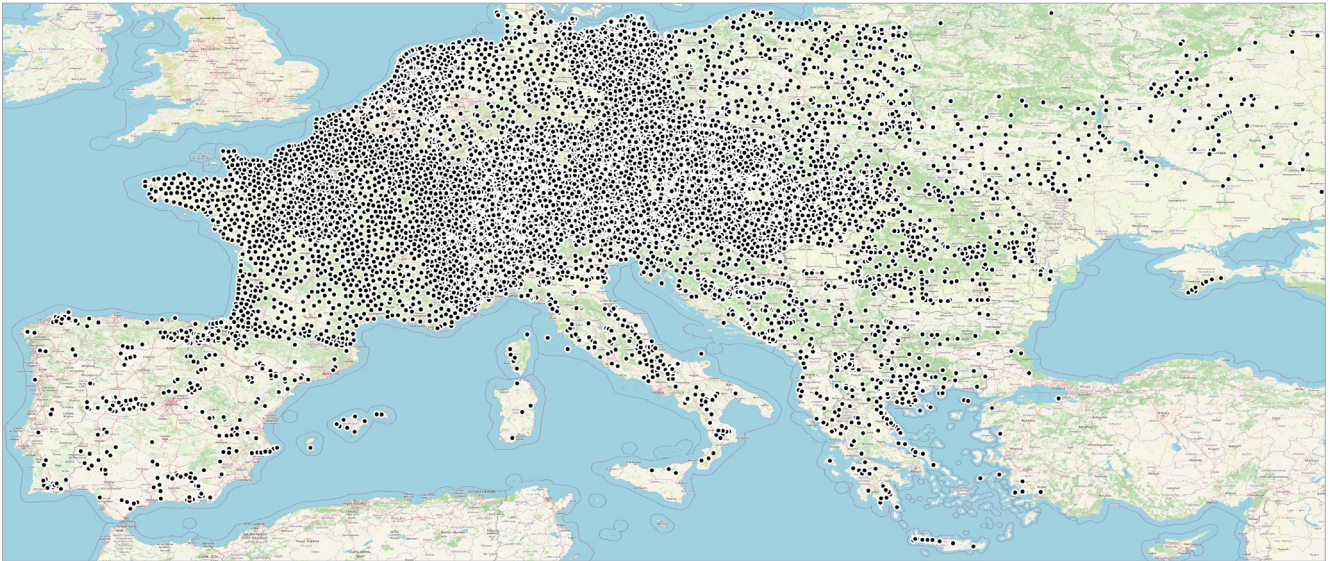


Abb. 1: Fundorte der in die BERN5.2-Datenbank übernommenen Vegetationsaufnahmen (Stand: April 2025).

Fig. 1: Locations of vegetation plots included in the BERN5.2 database (as of April 2025).

- Wassergehalt in Bodenporen bei Saugspannung pF 0,5–4,2, bei Grund- und/oder Stauwassereinfluss [%]
- Basensättigung nach Kappen-Adrian [%]
- pH-Wert, gemessen in CaCl_2
- C/N-Verhältnis [-]
- Thermo-hygrischer Kontinentalitäts-Index nach DeMartonne (DeMartonne-Index = Niederschlagssumme, dividiert durch Durchschnittstemperatur + 10)
- Klimatische Wasserbilanz [mm Vegetationsmonat-1] (Niederschlag minus Evapotranspiration); dieser Parameter ist korreliert mit $R^2 = 1$ mit dem Parameter der Humidität (Bowen-Wert = potenzielle Evaporation in der Vegetationszeit / Niederschlag in der Vegetationszeit; dieser Parameter ist ebenfalls korreliert mit $R^2 = 0,98$ mit dem Parameter für die Kontinentalität (De Martonne-Index = Niederschlag in der Vegetationszeit / Mitteltemperatur in der Vegetationszeit + 10)
- Vegetationszeitlänge [d a^{-1}] (mittlere Anzahl der Tage pro Jahr als zusammenhängende Periode mit einer Tagesmitteltemperatur von über 10°C)
- Nutzbare Solarstrahlung [$\text{kWh m}^{-2} \text{a}^{-1}$] (Summe der Lichtenergie in der Vegetationszeit), dieser Parameter beinhaltet den zeitlichen Verlauf der Sonneneinstrahlung in Abhängigkeit vom Einstrahlwinkel entsprechend dem Breitengrad, die Modifikation des Einstrahlwinkels in Abhängigkeit von Hangneigung und Exposition, die Sonnenscheinwahrscheinlichkeit im Jahresmittel, die Überschattung durch überlagernde Vegetationsschichten in Abhängigkeit von deren typischem Deckungsgrad in der Gesellschaft
- Winterhärte (max. durchschnittliche Jahrestiefsttemperatur von allen charakteristischen Arten) [$^\circ\text{C}$]

Die Parameter Bodentyp, Ausgangsmaterial, Substrat, Humusform, Hanglage, Exposition und Temperatur sind zwar

informell in der Datenbank des BERN-Modells enthalten, werden jedoch nicht zur Bestimmung ökologischer Nischen verwendet. Sie dienen aber zur Ableitung von Parametern, die in die Nischenbestimmung einfließen.

Die Arbeitsschritte, nach denen die BERN5.2-Datenbank generiert wurde, sind im folgenden Flusschema in zusammengefasster Form dargestellt (vgl. Abb. 2).

2.2.2 Datengrundlagen für Referenzwerte der klimaökologischen Parameter

2.2.2.1 Vegetationszeitlänge

Unter Vegetationszeit wird der Zeitraum verstanden, in dem Photosynthese und somit Biomasseproduktion stattfindet; in diesem Zeitraum wachsen, blühen und fruchten Pflanzen (Abb. 3).

Der jährliche Verlauf der Entwicklung einer Pflanze kann in vier Phasen unterteilt werden: Im Frühsommer findet v. a. das Längenwachstum statt, im Spätsommer/Herbst die Lignifizierung, im Winter kommt es zu einer Ruhe-Phase („Dormanz“), welche im Spätwinter/Frühjahr durch die Phase der Quieszenz abgelöst wird (HÄNNINEN 2006).

Bei mehr oder weniger allen mitteleuropäischen Pflanzenarten setzt die Biomasseproduktion bei Bodentemperaturen zwischen 2°C und 8°C ein, der Durchschnitt liegt bei 5°C . Da sich der Boden langsamer erwärmt als die Luft darüber, kann man vereinfachend davon ausgehen, dass i. d. R. bei einer Lufttemperatur von 10°C eine Bodentemperatur in der oberen Bodenschicht von 5°C erreicht ist. Die Vegetationszeitdauer wird deshalb als Anzahl der Tage im Jahr mit einer Lufttemperatur von über 10°C angegeben. Die einzelnen Entwicklungsphasen der Pflanze – Zeitpunkt des Blattaustriebs, Erreichen der vollen Belaubung, Blühphase, Fruktifikation, (bei mehrjährigen Pflanzen) Reserveeinlage in den Überwinterungsorganen, Absterben der sommergrünen Blätter – sind eine Funktion der Zeitdauer, in der mehr als 10°C herrschen. Sie korrelieren enger mit der Vegetationszeitlänge als mit der Jahresmitteltemperatur.

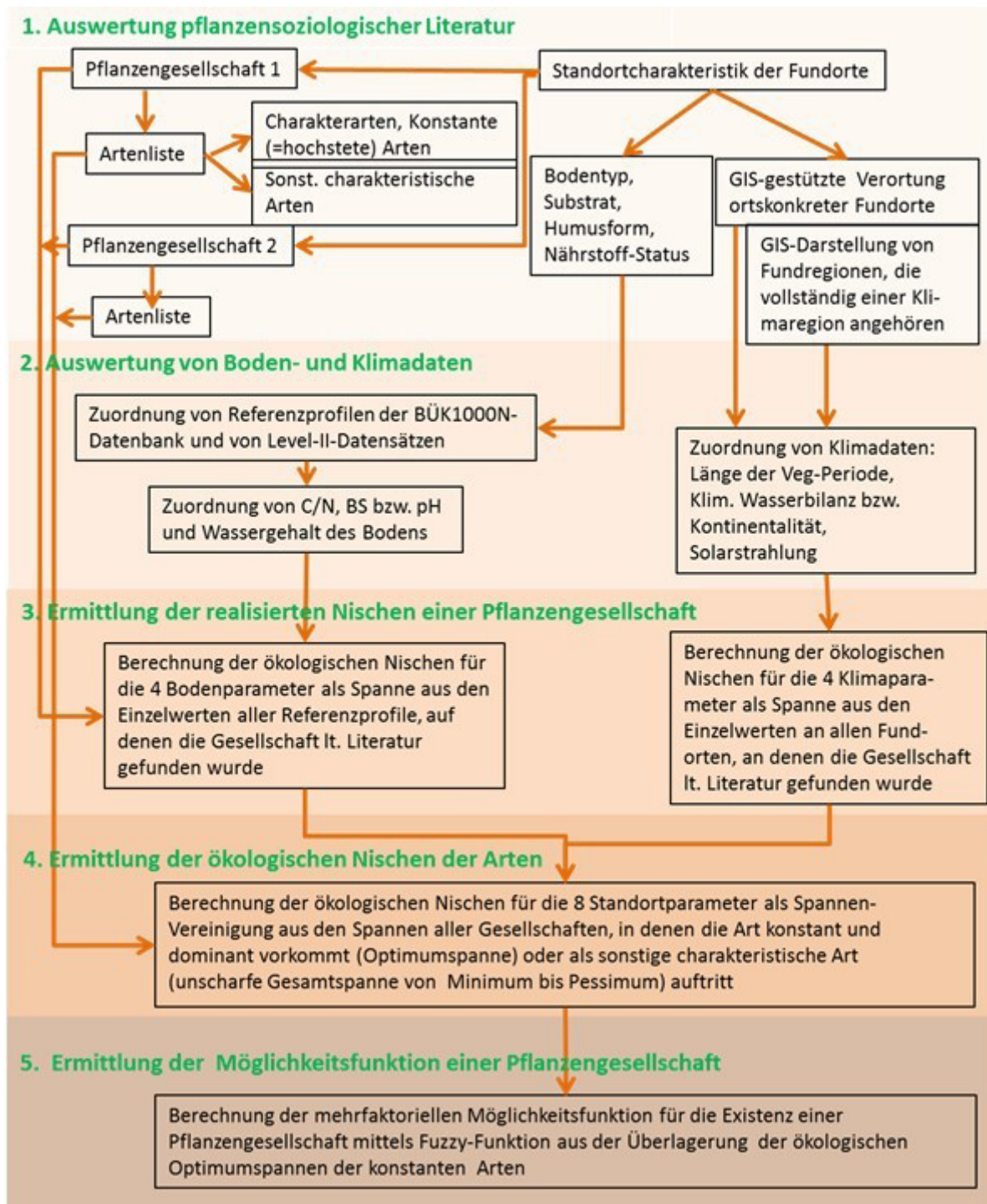


Abb. 2: Flussschema für die Erstellung der BERN5.2-Datenbank und die Modellierung der Möglichkeitsfunktion für die Existenz von Pflanzengesellschaften auf dieser Grundlage.

Fig. 2: Flow chart for the creation of the BERN5.2 database and the modeling of the possibility function for the existence of plant communities on this basis.

Herbst	Winter	Frühling	Sommer		
10 - 0°C	<0°	5-10°C	7-26°C	25-45°C	45-53°C
Erholungsphase	Winterruhe	Austrieb	Wachstum (Photosynthese)	Sommer-ruhe	Hitzetod

Abb. 3: Phänologische Entwicklungsphasen in Abhängigkeit von der Tagesmitteltemperatur.

Fig. 3: Phenological development phases as a function of the mean daily temperature.

Pflanzen beginnen artspezifisch nicht unbedingt bei der Temperaturschwelle 10 °C mit der Biomasseproduktion, so liegt z. B. der individuelle Vegetationszeitbeginn der Stiel-Eiche (*Quercus robur*) schon bei ca. 7 °C, die der Trauben-Eiche (*Quercus petraea*) hingegen bei ca. 10 °C. Die Festlegung auf 10 °C stellt eine zulässige Vereinfachung dar, auch weil naturnahe Waldgesellschaften i. d. R. aus einem Baumartengemisch bestehen und somit eine Mittelwertbildung erfordern.

Die meisten mitteleuropäisch beheimateten Pflanzenarten schließen ab 26 °C ihre Stomata, um eine starke Verdunstung zu unterbinden, so dass ab einer Tagesmitteltemperatur von ca. 30 °C die Photosyntheserate sinkt. Es kommt zu einem frühzeitigen Blätter- bzw. Nadelfall an Bäumen.

Ab einer Tagesmitteltemperatur von ca. 35 °C werden die Enzyme, die die Photosynthese steuern denaturiert, was bei Pflanzen der temperaten Regionen ab ca. 45–53 °C zu irreversiblen Schäden und zum Hitzetod von sensiblen Pflanzenarten führt (TESCHE 1992) (siehe auch Kap. 3).

Für die Datenbank des BERN-Modells wurden von der Autorin die bis heute aus der Fachliteratur entnommenen Fundortangaben zu den Vegetationsaufnahmen, so ortsgenau wie anhand der Ortsangaben möglich, übertragen in ein Geographisches Informationssystem (QGIS). Die Datenerhebung und -berechnung der Vegetationszeitlänge, der klimatischen Wasserbilanz und der hygrischen Kontinentalität an den Fundorten der Pflanzengesellschaften wird in Anhang 3 (siehe online) umfassend erläutert.

Aus allen kartierten Fundorten einer Gesellschaft konnten nun die entsprechenden Spannen zugeordnet werden (Kap. 2.2.5).

Da die Pflanzengesellschaften durch die standorttreuen hochsten Arten definiert sind, lassen sich somit auch die entsprechenden Wertespannen für die Arten durch Vereinigung der Gesellschaftsspannen, in denen eine Art vorkommt, berechnen (Kap. 2.2.4).

2.2.2.2 Strahlungsenergie

Eine hohe Strahlungsenergie führt an Standorten mit unlimitierter Wasserverfügbarkeit zu einer Erhöhung der Verdunstung.

Die deutlich höhere Strahlungsintensität unmittelbar vor den Meeresküsten erzeugt eine hohe Luftfeuchtigkeit. Bei auflandigen Winden wird der nebelartige Wasserdampf in das küstennahe Festland eingetragen, wo er sich aufgrund der größeren Rauigkeit der Oberfläche zunächst staut und Wolken sowie bodennahe Nebel bildet. So profitieren westliche Küstengebiete von einer höheren Luftfeuchte im Küstenbereich. Kennzeichen hierfür sind das konzentrierte Vorkommen von Filzhumus und Podsolen. So erklärt sich auch der Einfluss der Nähe einer Region zum Atlantik auf die Niederschlagsmenge, die Luftfeuchte und die Temperaturdifferenz zwischen Januar- und Juli-Mittel, welcher mit dem Parameter Kontinentalität charakterisiert wird. An Ostküsten führen dagegen die im Sommer und Herbst überwiegenden ablandigen Winde zu einem Wasserentzug aus den küstennahen Wäldern. Die hier durch strahlungsbegünstigte Evapotranspiration entstandene Luftfeuchtigkeit wird rasch mit dem Wind in Richtung Meer abtransportiert und kommt so der Vegetation nicht zugute. So kommt es bei limitierter

Bodenwasser-Verfügbarkeit eher zur schnellen Austrocknung der Böden. Im Frühjahr herrschen Ostwinde vor. Die in diesem Zeitraum herangeführte Luft ist kalt und feucht. Im Ergebnis wird eine Frühjahrestrockenheit zwar abgepuffert, aber im weiteren Jahresverlauf kommt es zu einem raschen Verbrauch des frühjährlichen Speicherwasserreservoirs und damit zu Trockenstress für die Vegetation. Ein Indiz hierfür ist das verstärkte Auftreten von verhagerten Böden an den Küsten.

Im Binnenland spielen diese Prozesse jedoch keine Rolle. Der ausschlaggebende Einfluss der Strahlung besteht hier in der Wirkung auf den Wasserumsatz und den Wärmehaushalt des Waldökosystems, insbesondere in Bezug auf das Wald-Innenklima.

So nutzen z. B. Rotbuchen-Wälder für ihre Netto-Photosynthese nur etwa 1 % der Globalstrahlung im Jahr bzw. 1,23 % bis 2,4 % in der Vegetationsperiode (RUNGE 1973, ELLENBERG et LEUSCHNER 2010).

Wie aus der Formel zur Ermittlung der potenziellen Gras-Referenz-Verdunstung (WENDLING 1991, In: ATV-DVWK Merkblatt 238 (1996)) zu ersehen ist, hängt die potentielle (wie auch die reale) Verdunstung im Wesentlichen von der Strahlungsenergie und der Temperatur ab. Wenn an entsprechenden hydromorphen Standorten die Pflanzen immer ausreichend Wasser zur Verfügung haben, können sie durch Transpirationskühlung bedeutende Temperaturabsenkungen bewirken (MUNK 2008) bei gleichzeitiger deutlicher Erhöhung der Luftfeuchte im Waldinneren, d. h. unter dem Kronendach.

Die Transpirationskühlung entsteht durch den Energieverlust bei der Abgabe von Wasserdampf durch die Stomata in die Umgebung. MUNK (2008) gibt an, dass bei einer typischen Transpirationsrate eines Blattes von 2 mmol H₂O m⁻² s⁻¹ etwa 1 % des Blattwassergehalts pro Minute abgegeben wird, womit eine Abkühlung von 0,1 °C s⁻¹ verbunden ist. Dieser Prozess wirkt sich temperaturnivellierend bei Hitzeperioden aus. Gleichzeitig werden die Auswirkungen einer (zeitweilig) negativen klimatischen Wasserbilanz nivelliert. Voraussetzung hierfür ist jedoch eine unlimitierte Wasserverfügbarkeit aus dem Boden und ein mehr oder weniger dichtes Kronendach. So können sich z. B. auf einem Gley oder Pseudogley unter einem Buchenbestand mit hohem Kronenschlussgrad bei hoher Strahlungsintensität günstige Voraussetzungen, d. h. eine relativ hohe Luftfeuchtigkeit und ausgeglichene Temperaturen im Waldinneren, für die Ansiedlung atlantischer bzw. (sub-)montaner Arten wie z. B. *Ilex aquifolium*, *Hordelymus europaeus* u. a. entwickeln.

Sind diese Voraussetzungen nicht gegeben oder führen Einwirkungen häufiger hoher Windgeschwindigkeiten zu einem periodisch raschen Abtransport der Luftfeuchte und Wärme aus dem (lockeren) Bestand, kehrt sich der Einfluss der Strahlung in die gegenteilige Wirkung um: Die erhöhte Wärme- und Wasserdampf-Abgabe bei hoher Strahlungsintensität führt zur Intensivierung von Trockenstress.

Diese Effekte sind im Binnenland abhängig von der Exposition geneigter Hänge.

Die ökologischen Nischen der Strahlungsenergie in der Vegetationsperiode für die Arten basiert auf der Solarkonstante und berücksichtigt Latitude, Exposition, Hangneigung sowie atmosphärische Dämpfung nach dem Lambert-Beerschen

Gesetz sowie die Überschattung durch überlagernde Vegetationsschichten (Details siehe Anhang 3, online).

2.2.2.3 Klimatische Wasserbilanz pro Vegetationsmonat

Das verfügbare klimatisch bedingte Wasserdargebot („Klimatische Wasserbilanz“) ist für das Pflanzenwachstum von existenzieller Bedeutung. Die Klimatische Wasserbilanz in der Vegetationsperiode bezeichnet den Anteil des Niederschlages, der nicht durch Verdunstung verloren geht, sondern für das Pflanzenwachstum potenziell zur Verfügung steht. Er ergibt sich aus der Differenz von Niederschlagssumme minus Verdunstung in Abhängigkeit von Temperatur und Globalstrahlung in der Vegetationszeit.

Wenn die Wasserbilanz in der Vegetationsperiode stark abnimmt, kann sie einen für die Pflanzenart kritischen unteren Schwellenwert annehmen. So lassen sich artspezifische und gesellschaftsspezifische untere Schwellenwerte für die Klimatische Wasserbilanz ausweisen. Dies trifft nicht für Standorte zu, die langfristig im Wurzelraum grund- oder stauwasserbeeinflusst sind. Hier ist immer eine ausreichende Wasserversorgung gewährleistet. Deshalb kommen diese Arten auch in allen Gebieten Mitteleuropas an den entsprechenden Standorten vor. Die von ihnen gebildeten Gesellschaften sind azonale verbreitet.

Es besteht ein enger Zusammenhang zwischen Temperatur, Niederschlagsmenge und potenziell pflanzenverfügbarer Wassermenge in einem Gebiet. Dieser Zusammenhang wird auch bei der Analyse der Jahrestemperaturspanne deutlich. Die Spanne zwischen Sommerhöchst- und Wintertiefsttemperaturen ist in regenreichen Gebieten deutlich geringer als in regenarmen Gebieten.

Darüber hinaus ist es jedoch zusätzlich notwendig, die Gefährdung durch akuten Wassermangel (auch Dürre genannt), zu dem es kurzfristig witterungsbedingt kommen kann, darzustellen (MAJUNKE 2002, S. 235; BOLTE et al. 2009, S. 3) (siehe Kap. 3).

Der DeMartonne-Index ist ein weltweit angewendeter und etablierter Parameter zur Beschreibung der hygrischen Kontinentalität (WOLFF et al. 2003). Die Ermittlung seiner Spannen für die Pflanzengesellschaften wird in Anhang 3 (siehe online) erläutert.

2.2.2.4 Winterhärte

Bei abnehmenden Temperaturen ab etwa 10 °C verlaufen die physiologischen Stoffwechselprozesse, Nährstoff- und Wasseraufnahme immer langsamer ab. Die Photosynthese wird gehemmt. Es können sich Stressmetaboliten und toxische Stoffwechselprodukte ansammeln, was letztendlich zum Zelltod und weiter zum Absterben von Organen (zunächst meist Blütenanlagen oder Früchte) und letztlich zum Tod der ganzen Pflanze führt.

Vom Gefrieren unter 0 °C sind zunächst die am wenigsten geschützten und wasserreichsten Pflanzenteile betroffen, insbesondere die intrazellularen und peripheren Leitbündel der Blätter und Stängel sowie der nicht verholzten jungen Zweige von Gehölzen. Die sich bildenden Eiskristalle reißen die Protoplasmastrukturen auf. Aber auch in extrazellulären Strukturen führt Eisbildung zur Schädigung der Pflanze, da bei der Eisbildung zwischen Zellwand und Protoplast den

Zellen Wasser entzogen wird und diese austrocknen können, während gleichzeitig gelöste Substanzen aufkonzentriert werden. Diese Form der Dehydrierung kann zu irreversiblen Schäden führen.

Die Pflanzenarten haben in Abhängigkeit vom Klima ihres natürlichen Verbreitungsgebietes spezifische Abwehrmechanismen gegen Frostschäden entwickelt. So dient der Laubfall von sommergrünen Gehölzen oder der Rückzug von sommergrünen mehrjährigen Stauden und Gräsern in ihre unterirdischen Organe der Wärmeisolation. Einige immergrüne Pflanzen verringern die Wärmeabstrahlung durch Einrollen der Blätter. Auch die Aufkonzentrierung von gelösten Stoffen im Zellsaft führt zu einer Gefrierpunktniedrigung bis etwa -5 °C. Einige Pflanzenarten können ihre Protoplasmen so stark mit Zuckerarten anreichern, dass sie gegen Gefrieren weitgehend geschützt sind.

In Gebieten mit meist langanhaltendem strengem Frost haben die gebietsheimischen Arten eine gewisse Gefrierbeständigkeit erlangt, indem sie kältestabile Phospholipide in die Zellmembranen einbauen sowie im Cytoplasma gelöste Kohlenhydrate, Alkohole und Aromaten, Aminosäuren, Proteine und Polyamine anreichern. Hygrophile Proteine verbinden sich mit Eiskristallen und verhindern so deren Wachstum.

Die Winterhärte von Baumarten hängt vorrangig von ihrer Anpassungsstrategie an das Klima ihres natürlichen Verbreitungsgebietes ab, aber auch von ihrem Alter und den jahreszeitlichen Entwicklungsphasen, in denen Frost auftreten kann.

Die Karten der Winterhärtezonen für Mittel- und für ganz Europa (HEINZE et SCHREIBER 1984) bieten hierfür eine Datenbasis (vgl. Anhang 3, online).

2.2.3 Datengrundlagen für Referenzwerte der edaphischen Parameter

Die Bodenparameter-Wertespannen, die für das Vorkommen der einzelnen Pflanzengesellschaften typisch sind, werden in BERN5.2 – wie auch in allen Vorgängerversionen – nicht aus der Verortung der Fundorte auf einer Bodenkarte abgeleitet. Das ist deshalb nicht sinnvoll, weil Bodenformen sehr kleinräumig wechseln können und selbst sehr großmaßstäbige Bodenkarten keine ausreichend genaue Differenzierung der Bodenformen abbilden können. Die Unterschiede zwischen benachbarten Bodenformen können aber in der Realität einen abrupten starken Wandel der Parameterwerte bedingen, so dass auch eine Interpolation oder ein Kriging (wie bei den Klimadaten) nicht zielführend wäre.

Zu jeder Stetigkeitstabelle wurden in der Literatur i. d. R. der Bodentyp, die Bodenarten des Oberbodens, die Feuchte, das Substrat und die Nährstoffverhältnisse an den Fundorten in der Beschreibung angegeben. Aus diesen Angaben konnten vergleichbare Referenzbodenprofile aus der Datenbank zur Bodenübersichtskarte 1:1 Mio. Deutschlands (BGR 2014), der Eurosoil-Datenbank (JOINT RESEARCH CENTER 1999, EUROPEAN SOIL DATA CENTRE ESDAC 2020) in Verbindung mit den europaweit erhobenen Level-II-Bodenprofilen (ICP FOREST 2014) im Analogieschluss zugeordnet werden.

Bodenparameter aus Referenzprofilen der BÜK1000N

Ein bodenchemischer Parameterwert für ein Referenzprofil der BÜK1000N wird aus den horizontweisen Messwertangaben durch Mittelwertbildung unter Wichtung der jeweiligen Horizontmächtigkeit berechnet. Die Anzahl der zu berücksichtigenden Horizonte wird von der Durchwurzelungstiefe der Vegetation bestimmt. Da Pflanzen ihre Hauptwurzeltracht über mehrere Bodenhorizonte verteilen, ist der jeweilige Mittelwert der meisten Bodenparameter aller durchwurzelten Horizonte (gewichtet entsprechend der Horizontdicke) bis in die tatsächlich durchwurzelte Tiefe von Bedeutung. Eine Ausnahme hiervon bildet das C/N-Verhältnis, das als Mittelwert nur aus der Humusaufgabe + 10 cm mineralischem Oberboden von signifikanter Bedeutung für die Existenz der Pflanzen ist.

Anhand der Pflanzengesellschaft konnte die vegetations-spezifische Durchwurzelungstiefe der dominanten und charakteristischen Arten nach KÖSTLER (1968) abgeschätzt werden. Die von Pflanzen durchwurzelte Tiefe hängt aber auch von der durchwurzelbaren Tiefe des Bodens ab. Dabei wird zunächst von der potenziellen Länge der Hauptwurzeltracht (= 80 % der Gesamtwurzelmasse) der charakteristischen Hauptbaumart ausgegangen.

Diese potenziellen Wurzellängen werden bei den meisten Vegetationstypen (außer bei den Pionierbaumarten Bergkiefer, Espe und Birke) eingeschränkt durch den oberen Rand nicht durchwurzelbarer Horizonte wie z. B. Fels, bei nässemeidenden Baumarten durch den oberen Rand des sauerstofffreien (reduzierten) Grundwasser- bzw. Stauwasserhorizontes (Gr/Sr-Horizonte) oder bei allen Vegetationstypen durch den oberen Rand des durch Reduktgase geprägten Horizontes (Y-Horizonte). Das bedeutet, die vegetationstypische potenzielle Wurzellänge wird durch das standortspezifische Bodenprofil in den Fällen abgeschnitten, bei denen die potenzielle Wurzellänge größer ist als die obere Grenze des ersten nicht durchwurzelbaren Horizontes (= physiologische Gründigkeit).

Bodenparameter aus der Level-II-Datenbank

Eine Erweiterung gegenüber den früheren Versionen erfolgte für die BERN5, BERN5.1 und BERN5.2-Datenbank durch die Übernahme von bodenchemischen Parametern der Level II-Standorte des Europäischen Forstlichen Monitoring-Programms (www.icp-forests.net/page/level-ii). Diese Parameter wurden an den Level II-Standorten gemessen, an denen gleichzeitig über etliche Jahre (meist seit 1994/1995) Vegetationsaufnahmen erhoben wurden.

Das intensive forstliche Monitoring (Level II) umfasste in Deutschland 85 Flächen¹ (BMELF 1997). Für 78 deutsche Level II-Standorte sind Artenlisten der Baum-, Strauch-, Kraut- und Moosschicht vorhanden. Für 7 (von 85) Level II-Standorten sind nur Artenlisten der Baumschicht verfügbar. Darüber hinaus stehen Artenlisten und Bodenprofildaten für weitere 600 europäische Level II-Standorte zur Verfügung.

In den früheren Versionen von BERN wurde die Integration der Level II-Daten abgelehnt, weil viele der Vegetations- und Bodendaten der Level II-Standorte stark durch Luftschadstoffeinträge beeinträchtigte Standortverhältnisse anzeigten

¹ Seit 2014 werden davon noch 66 Flächenmonitorings betrieben.

und daher nicht zur Bestimmung von Referenzparametern für naturnahe und halbnatürliche Gesellschaften geeignet waren. Die jüngsten Aufnahmen an den Level II-Standorten zeigen eine deutliche Erholung der Vegetation und der Bodenparameter gegenüber den Aufnahmen aus den 1990er Jahren aufgrund des massiven Rückgangs insbesondere von Schwefel-, aber auch von Stickstoffeinträgen. Die Vegetationsaufnahmen der Level II-Standorte zeigen um 2010 eine weitgehende Entwicklung zu einem ökologischen Gleichgewicht der Standortfaktoren an. Aufgrund dessen werden nunmehr zur Ermittlung von Referenzzuständen die Level II-Aufnahmen als originale Standort-Pflanzen-Paare zur Bestimmung der ökologischen Nischen der Arten und Gesellschaften einbezogen. Dabei werden die Parameterwerte jeweils tiefenstufengewichtet über die durchwurzelte Tiefe des Profils gemittelt (nach Entlogarithmierung der pH-Werte). Eine ausführliche Methodenbeschreibung enthält SCHLUTOW et al. 2018.

Für die Ermittlung der aktuell realisierten Nischen der Gesellschaften (Kap. 2.2.5) und der ökologischen Nischen der Arten (Kap. 2.2.4) werden nachfolgende Angaben genutzt.

2.2.3.1 Basensättigung (BS) und pH-Wert

Die Spannen der Basensättigung und der pH-Werte konnten aus Referenzdaten der Level-II-Standorte für vergleichbare Standortformen ermittelt werden. Für Bodenformen, die keinen Level-II-Standorten entsprachen, wurden Basensättigungswerte aus der BÜK1000N abgeleitet (Näheres hierzu siehe Anhang 3, online).

In der BERN-Datenbank werden die BS^(Kappen-Adrian) angegeben, da das Kappen-Adrian-Analyseverfahren den gesamten Gehalt an pflanzenverfügbaren Kationen erfasst, also sowohl die gelösten als auch die leicht löslichen Nährkationen, während mit der HN_4Cl -Analysemethode nur die gelösten Kationen und Anionen gemessen werden.

2.2.3.2 C/N-Verhältnis

Für die Wälder sind keine C/N-Verhältnisse in der BÜK1000N-Datenbank ausgewiesen. Die typischen Spannen des C/N-Verhältnisses für die Wald-Pflanzengesellschaften der BERN-Datenbank ergeben sich daher über einen Zwischenschritt aus den Angaben der Humusform zu den zugeordneten Referenzprofilen der Wälder der BÜK1000N und der Level II-Standorte.

Die Ermittlung der humusformtypischen C/N-Spannen erfolgte in Auswertung der Messwerte der Level II-Standorte in Deutschland sowie in den Nachbarländern (BMELF 1997), der 2. Bodenzustandserhebung in den Wäldern Deutschlands (WELLBROCK et al. 2016) und der Spannen für Grünland aus der BÜK1000N. Die 10er und 90er Perzentile wurden gemittelt unter Wichtung der Anzahl der Plots, die in die Berechnung der Perzentile eingingen.

In der BÜK1000N-Profil-Datenbank sind die Humusformen der Feucht- und Nassstandorte nicht ausreichend differenziert. Deshalb wurden für die BERN5.2-Datenbank die C/N-Spannen für unterschiedliche Torfe aus den Angaben von SUCCOW und JOOSTEN (2001) entnommen.

2.2.3.3 Bodenfeuchte

Der Wassergehalt eines Bodens hängt sowohl von der Niederschlagsmenge, als auch vom Grund- und Stauwasser-einfluss und von der Eigenschaft des Bodens, Sickerwasser gegen die Schwerkraft mittels Adhäsion zu halten, ab.

Die typische Spanne des volumetrischen Wassergehaltes (mm dm^{-1}), bei der eine Pflanzengesellschaft existieren kann, wurde abgeleitet aus der verbalen Angabe der Bodenform im Begleittext zur Stetigkeitstabelle in Verbindung mit den entsprechenden Leitbodenprofilen der nutzungsdifferenzierten Bodenübersichtskarte 1:1.000.000 (BÜK1000N – BGR 2014).

Die Referenzprofile der BÜK1000N enthalten die Horizontbezeichnungen sowie deren obere und untere Tiefenstufe unter Geländeoberfläche (uGOF). Damit war es möglich, für jedes Referenzprofil den mittleren Grundwasserhochstand MHGW (obere Tiefe des Go- bzw. Gw-Horizontes) sowie den mittleren Grundwassertiefstand MNGW (obere Tiefe des Gr-Horizontes) auszulesen. Das setzt allerdings voraus, dass das aktuelle Wasserregime noch mit den Profilmerkmalen übereinstimmt. Gleichzeitig ergibt sich aus der Differenz von MHGW und MNGW die Schwankungsamplitude des Grundwasserstandes.

Auf die gleiche Weise ließen sich der Stauwasserhochstand (obere Tiefe des Sw-Horizontes) und der Stauwassertiefstand (obere Tiefe des Sd-Horizontes) und die Schwankungsamplitude der stauwassergeprägten Bodenformen ermitteln.

So lässt sich abschätzen, ob und wenn ja, wie lange und wie hoch Grund- und/oder Stauwassereinflüsse in die durchwurzelte Bodenzone hineinwirken.

Die in der BÜK1000N-Datenbank angegebenen Referenzwerte der nutzbaren Feldkapazität (nFK) dienen als Kapazitätsgröße des pflanzenverfügbaren Bodenwassers. Die obere Spanngrenze für anhydromorphe Böden entspricht dem Wassergehalt bei einer Saugspannung von $pF = 1,8$ (Feldkapazität). Die untere Spanngrenze für die anhydromorphen Bodenformen ergibt sich aus dem Wassergehalt am permanenten Welkepunkt bei $pF = 4,2$ (vgl. AG BODEN 2005, S. 350).

Die Spanne für die hydromorphen Bodenformen ergibt sich aus dem Wassergehalt bei $pF = 0$ (wassergesättigt) bis $pF = 4,2$ (permanenter Welkepunkt).

Ein Humositätszuschlag wurde nach DEHNER et al. (2015) hinzugerechnet.

Torf-Horizonte wurden mit einer nutzbaren Feldkapazität von $35\text{--}60 \text{ mm dm}^{-1}$ für Niedermoortorf und von $55\text{--}65 \text{ mm dm}^{-1}$ für Hochmoortorf je nach Zersetzungsgrad und Substanzvolumen entsprechend belegt.

Die Gesamttiefe, über die die Horizonte betrachtet werden, ergibt sich aus der Durchwurzelungstiefe in Abhängigkeit von der durchwurzelbaren Tiefe des Bodens und von der potenziellen Wurzellänge der charakteristischen Pflanzenarten, i. d. R. der Haupt- bzw. Mischbaumart mit der längsten Hauptwurzeltracht.

Zu allen durchwurzelten Horizonten der Referenzprofile der BÜK1000N erfolgte die Zuordnung der pflanzenverfügbaren volumetrischen Wassergehalte sowohl am permanenten

Welkepunkt als auch bei Wassersättigung entsprechend der Bodenart, die dann nach Horizontmächtigkeit gewichtet addiert werden.

2.2.4 Methodik zur Ermittlung der ökologischen Nischen einer Art

Wie in SCHLUTOW et al. (2024) ausführlich beschrieben, werden die ökologischen Nischen der Arten wie folgt ermittelt:

Die Erhebung der klimaökologischen und edaphischen Standortparameter der Pflanzengesellschaften (s. Kap. 2.2.2 und Kap. 2.2.3) ergeben zunächst einen Überblick über die realisierten Nischen der Gesellschaften. Da die Pflanzengesellschaften an etlichen Standorten aufgenommen und beschrieben wurden, ergeben sich für eine Pflanzengesellschaft mehr oder weniger viele Mess- bzw. Referenzwerte für jeden Boden- und Klima-Parameter. Die jeweilige Spanne des C/N-Verhältnisses und der Basensättigung bzw. des pH-Wertes für jede Pflanzengesellschaft wird nun aus dem Minimum und dem Maximum aller gesellschaftstypischen Referenzprofile der BÜK1000N und Level II-Daten gebildet. Die klimaökologischen Parameterspannen ergeben sich aus den Klimadaten an den angegebenen Fundorten.

Da jede Art in der Regel in mehreren Pflanzengesellschaften vorkommt, werden jeder Art die realen Nischen der Pflanzengesellschaften zugeordnet, in denen sie höchst nachgewiesen wurde.

Mit BERN modellieren wir (vgl. SCHLUTOW et al. 2024) die potenzielle Nische einer Pflanzenart als eine unscharfe Beziehung („Fuzzy logic“) zwischen den Umweltbedingungen und dem Vorkommen der Pflanzenart unter Verwendung der „Theorie der Möglichkeit“ (ZADEH 1978).

Der Möglichkeitswert gibt das Potenzial einer Art an, an einem Standort in einer Situation zu existieren, die auf Konkurrenz basiert. Die Möglichkeitsfunktion gibt im Gegensatz zu anderen gängigen Ansätzen nicht die Wahrscheinlichkeit des Vorkommens einer Art wieder, da eine Vorhersage des wahrscheinlichen Vorkommens einer Pflanzenart auf Basis von Standortfaktoren nicht möglich ist, weil die Konkurrenzeinflüsse nach heutigem Kenntnisstand nicht im Voraus bestimmt werden können. Die realisierte (= ökologische) Nische ergibt sich aus den sozialen Eigenschaften der Arten (BURROWS 1990) und wird nicht nur von der Konkurrenzstärke einer Art, sondern auch durch ihre Reproduktionsbedingungen im Vergleich mit anderen Arten, durch Kooperations- und Koexistenzverhältnisse in der Pflanzengesellschaft bestimmt (CALLAWAY 1995).

Die somit ermittelten Nischen für den pH-Wert und die Basensättigung wurden in SCHLUTOW et al. (2024) mit den Ellenberg-R-Zahlen verglichen und validiert. Das C/N-Verhältnis und die Bodenfeuchte wurden mit den N- bzw. F-Zahlen verglichen (ebenda).

2.2.5 Methodik zur Ermittlung der realisierten Nischen einer Pflanzengesellschaft

Es ist fast unmöglich, jemals alle Standorte einer Pflanzengesellschaft zu erfassen. Aber selbst, wenn dies möglich wäre, gibt es keine Garantie dafür, dass diese Liste von Standorten dann alle Standorttypen enthält, auf denen die Gesellschaft möglicherweise vorkommen könnte. So sind beispielsweise

typische Standorte einer natürlichen Laubwaldgesellschaft oftmals weitgehend durch Nadelwälder ersetzt worden und daher nicht mehr als typische Standorte der Laubwaldgesellschaft erfassbar. Während also die Bestimmung der realisierten Nische einer Gesellschaft nur die Standortparameter ihrer bereits bekannten Standorte widerspiegelt, kann der Bereich der möglichen Existenz der Gesellschaft mehr oder weniger weit darüber hinausgehen.

Die Möglichkeit, dass eine Pflanzengemeinschaft an einem bestimmten Standort existiert, wird durch die Überschneidungsbereiche der Möglichkeitsräume der einzelnen konstanten Arten dieser Gesellschaft bestimmt. Die Möglichkeitstheorie unterscheidet sich von der frequenzbezogenen Statistik zur Bestimmung von Wahrscheinlichkeiten und ist robuster gegenüber verzerrten Stichproben. Ein klassisches statistisches Modell zur Ermittlung der Wahrscheinlichkeit eines Vorkommens ist auf häufig beobachtete Kombinationen ausgerichtet. Mögliche geeignete Standorttypen können dabei übersehen werden, weil sie in der Statistik aus den oben genannten Gründen nicht oder nur unterrepräsentiert vorkommen.

Die Möglichkeitsfunktion einer Gesellschaft wird aus dem Vorkommen ihrer konstanten Arten mit etwa 70 % Konstanz oder mehr abgeleitet. Da die Arten meist in mehreren Gesellschaften vorkommen, wird ihr Standortspektrum auf der Basis von vielen weiteren arttypischen Standorten erfasst. Entsprechend breit sind ihre mit dem BERN-Modell ermittelten ökologischen Nischen. Erst aus der Schnittmenge der ökologischen Nischen ihrer konstanten Arten ergibt sich näherungsweise die Möglichkeitsfunktion einer Pflanzengesellschaft.

Für die Berechnung der Möglichkeitsfunktion der Pflanzengesellschaft in Abhängigkeit von einem Standortparameter mit dem BERN-Modell werden alle anderen Standortfaktoren, die zur Berechnung der Möglichkeitsfunktion der Pflanzengesellschaften einbezogen werden, auf Optimum gesetzt. Für die Existenzmöglichkeit einer Gesellschaft in Abhängigkeit von

allen 8 hochsignifikanten Standortparametern wird im BERN-Modell eine multiple Möglichkeitsfunktion angewendet.

Zur Evaluierung der vom Modell vorhergesagten ökologischen Nischen von Pflanzengesellschaften wurde ein Vergleich mit den verfügbaren historischen Messdaten an den Standorten, an denen die Vegetation erfasst wurde, durchgeführt. Dazu wurden die auf der Grundlage der Referenzbodenprofilaten der deutschen Bodenkarte BÜK1000N und der europaweiten Level II-Bodendatensätze ermittelten ökologischen Nischen der Gesellschaften mit Standort-Pflanzengesellschaften-Paaren aus historischen Erhebungen verglichen (s. SCHLUTOW et al. 2024).

3 Methodik der Zuordnung von Leitwaldgesellschaften zu Klima-/Standortsformen in Deutschland

3.1 Klassifizierung der Einheiten einer neuen dynamischen forstlichen Klimagliederung

3.1.1 Überlegungen zur Auswahl relevanter Parameter

Bis zur Mitte des 21. Jahrhunderts wird der Klimawandel rasant fortschreiten. Dies zeigen die Analysen und Prognosen des Potsdam-Instituts für Klimafolgenforschung (PIK) in Zusammenarbeit mit der WetterOnline Meteorologische Dienstleistungen GmbH (PIK 2025) (Tab. 2).

Die Auswahl bzw. die Synthese von Parametern, die als Kennwerte für die Klimazonierung nach forstökologischen Gesichtspunkten fungieren sollten, musste sich an den pflanzenphysiologisch relevanten Klimafaktoren orientieren (vgl. Kap. 2.2.2). Im Rahmen der Etablierung und Fortschreibung einer dynamischen forstlichen Klimagliederung für Sachsen

Tab. 2: Ausgewählte Klimaparameter für Deutschland und deren prognostizierte Änderungen bis zur Mitte des Jahrhunderts (2051 bis 2080) im Vergleich zum Bezugszeitraum (1991 bis 2010), RCP8.5 (Quelle: PIK 2025).

Tab. 2: *Selected climate parameters for Germany and their projected changes by the middle of the century (2051 to 2080) compared to the reference period (1991 to 2010), RCP8.5 (source: PIK 2025).*

Klimaparameter	1981–2010	2051–2080	2065	
	50 % Perzentil	50 % Perzentil	10 % Perzentil	90 % Perzentil
Jahresmittel Lufttemperatur [°C]	8,8	11,5	9,7	12,7
Mittlere Lufttemperatur im Sommer [°C]	16,5	19,3		
Mittlere Lufttemperatur im Winter [°C]	1	3,6		
Anzahl der Hitzetage pro Jahr [d/a]	1,2	13,6	3	30
Mittlerer Jahresniederschlag [mm/a]	634	825	630	1040
Mittlerer Niederschlag im Frühjahr [mm/a]	133	195		
Mittlerer Niederschlag im Sommer [mm/a]	193	220		
Mittlerer Niederschlag im Herbst [mm/a]	159	184		
Mittlerer Niederschlag im Winter [mm/a]	136	171		
Globalstrahlung [J/m ²]	984	978,6	897,4	1062,7

(SCHLUTOW et GEMBALLA 2008, GEMBALLA et SCHLUTOW 2007, SCHLUTOW et GEMBALLA, im Druck) wurde untersucht, welche Klimafaktoren entscheidend dazu beitragen, dass natürliche bzw. naturnahe Waldgesellschaften in ihrer regionalen Verteilung deutlich voneinander abgegrenzt werden können (unter Beachtung von Ökotonen). Dieser methodische Ansatz wurde von der Thüringer Landesanstalt für Wald, Jagd und Fischerei (SCHLUTOW et al. 2009a, 2009b, FRISCHBIER et PROFFT 2010) und auch für Mecklenburg-Vorpommern (SCHLUTOW et al. 2014, LANDESFORST MECKLENBURG-VORPOMMERN 2014, MINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT UND UMWELT MECKLENBURG-VORPOMMERN 2018) übernommen.

Früher übliche klimaökologische Zonierungen basieren auf Kombinationen von Höhenstufen mit definierten Feuchteregimes (SCHWANECKE et KOPP 1971, KOPP 2004). Die Beibehaltung dieser Zonierungskriterien würde eine turnusmäßige Überarbeitung der Forstlichen Standortskartierung erfordern, denn die entsprechenden Klimabereiche mit ihren kennzeichnenden Baumarten verschieben sich im Zuge des Klimawandels sowohl horizontal als auch vertikal (WALTHER et al. 2005, GEMBALLA et SCHLUTOW 2007). Anhand der im Folgenden vorgeschlagenen dynamischen Klimagliederung soll gewährleistet werden, dass mit Hilfe jeweils angepasster Ausgrenzungen von Klimazonen im Fortgang des Klimawandels eine weitere Überarbeitung der Klimagliederungs-Methodik zukünftig nicht mehr notwendig wird. Die Wahl der Parameter für eine Neugliederung von dynamischen forstökologischen Klimaklassen basiert auf folgenden Erkenntnissen über die Drift von Klimaparametern im Zuge des Klimawandels:

Verlängerung der Vegetationszeit

Aufgrund des Klimawandels erhöht sich die Anzahl der Tage mit einer mittleren Tages-Lufttemperatur über 10 °C. Es kommt also zu einer Verlängerung der Vegetationszeit, verschiedene Studien zeigen eine immer früher stattfindende Blühtentfaltung der Bäume der gemäßigten Breiten (MENZEL 2006, CHMIELEWSKI et RÖTZER 2001, MORIN et al. 2009). Die Differenz zwischen dem zukünftigen Zeitpunkt des Knospenaustriebs und dem heutigen wird nur wenige Tage betragen (CHMIELEWSKI et RÖTZER 2001, MORIN et al. 2009), dennoch wird sich dies auf die Existenzmöglichkeiten der Pflanzengesellschaften auswirken und außerdem v. a. zur Veränderung der Konkurrenzverhältnisse zwischen ihnen führen (CHUINE 2000). Allerdings wird sich auch die Sommerruhephase verlängern, weil die Anzahl der Tage mit > 30 °C Tagesmitteltemperatur und deren fortwährende Andauer in Zukunft zunehmen wird. Die zu erwartende Verlängerung der Sommerruhephase hebt den Trend zunehmender Vegetationszeitlänge nicht vollständig auf.

Wie in Kap. 1 begründet, ist die Vegetationszeitlänge ein hochsignifikanter Parameter zur klimaökologischen Charakterisierung der Standortpräferenz von Waldgesellschaften und ihrer Baumarten. Dagegen ist die Jahresmitteltemperatur ein deutlich weniger signifikanter Klassifizierungsparameter, da mit ihr innerjährliche Verschiebungen nicht abbildbar sind. Die Höhenlage der Referenzstandorte hat in Zukunft keine ausreichende Signifikanz mehr.

Verringerung der Erholungs- und Winterruhephase

Seit längerem wird untersucht, ob ansteigende Wintertemperaturen dazu führen, dass bestimmte Pflanzen zu wenige Kälte-Einheiten akkumulieren und somit die Knospen-Dormanz nicht vollständig abschließen können. Die

Folge hiervon wären Störungen des Knospenaustriebs im Frühjahr (MYKING et HEIDE 1995, S. 697). Zahlreiche Studien belegen jedoch für die europäischen und skandinavischen Wirtschaftsbaumarten, dass, gerade da die Prozesse der Dormanz nicht mit Minusgraden, sondern mit kühlen Temperaturen im Bereich von 0 bis 10 °C korrelieren, zukünftig keine Gefährdung der Knospen-Dormanz zu befürchten ist (LEINONEN 1996, GRANHUS et al. 2009, MYKING et HEIDE 1995, CAFFARRA et DONNELLY 2010, CHUINE et COUR 1999). Es erscheint somit nicht notwendig, die Wintertemperaturen in Bezug auf diesen Aspekt gesondert bei der Baumartenwahl zu berücksichtigen.

Zunehmende Spätfrostgefährdung

Angesichts des Klimawandels wurde vielfach untersucht, ob während der Quieszenz Tageslänge oder Temperaturen die entscheidende Rolle für den Knospenaustrieb einnehmen, bzw. ob sie gleichermaßen wirken. Eine eindeutige Korrelation von Knospenaustriebzeitpunkt zur Tageslänge würde bedeuten, dass für die Baumart das Spätfrostisiko im Verlauf des Klimawandels nicht steigt.

Die Erfahrungen der letzten Jahre zeigen jedoch, dass die Spätfrostgefährdung tatsächlich zunimmt, da der Austrieb bei einigen Baumarten aufgrund vorzeitiger Frühlingstemperaturen vorverlegt wird, so dass es dann bei einem späteren Frosteinbruch zu Schäden an den kälteempfindlichen Jungtrieben und -blättern kommen kann (BIGLER et BUGMANN 2018).

Beim Vergleich der Varianten, die als Leitwaldgesellschaften für ein und denselben Standort-/Klima-Kombinationstyp in Frage kommen, wird der Aspekt der baumartenspezifischen Empfindlichkeit gegenüber Spätfrosten berücksichtigt (vgl. Kap. 4.1.2.5).

Regionale Unterschiede der klimatischen Wasserbilanz werden extremer

Die Folgen des Klimawandels sind insbesondere an den Veränderungen des Wasserhaushaltes der Waldstandorte und deren Auswirkungen auf die Vitalität der Baumbestände abzulesen.

Hinsichtlich hydrologischer Kenngrößen sind insbesondere bis zur Mitte d. Jhd. keine klaren Trends für ganz Deutschland zu identifizieren. Es ist eher zu erwarten, dass sich regionale Unterschiede im Laufe des Jahrhunderts verschärfen werden. In den subatlantischen Klimazonen Deutschlands wird die Regenmenge und damit die klimatische Wasserbilanz deutlich zunehmen, während in den bisher schon tendenziell durch Trockenheit geprägten subkontinentalen Regionen (Südost-Mecklenburg, Brandenburg, Sachsen-Anhalt, Nord-Thüringen, Nord-Sachsen und Oberrheinebene) die Wasserbilanz weiter deutlich abnehmen wird, insbesondere im Sommer und Herbst (vgl. Tab. 2).

Da die Wasserverfügbarkeit wesentlich die Verbreitungsgrenzen des Waldes, sowie die Wuchseistung und somit auch die Konkurrenzverhältnisse innerhalb der Waldgesellschaften bestimmt (MAJUNKE et al. 2002, S. 235; GAUER et al. 2011, S. 21), muss eine waldbauliche Gliederung der Standorte vorrangig nach der verfügbaren Wassermenge erfolgen. Die klimatische Wasserbilanz in der Vegetationsperiode ist ein hochsignifikanter und damit geeigneter Parameter zur Kennzeichnung der hygrischen Kontinentalität. Die hygrische

Kontinentalität wird im Wesentlichen von der Niederschlags-summe und der Verdunstungsrate in Abhängigkeit von der Durchschnittstemperatur in der Vegetationszeit im langjährigen Mittel bestimmt.

Zunehmende Dürreperioden

In den subkontinentalen Regionen Deutschlands wird sowohl die Anzahl an trockenen Tagen als auch deren Andauer erheblich zunehmen. In diesem Zusammenhang wird aktuell nach geeigneten Trockenstressparametern geforscht. Im Wesentlichen gibt es in den Bundesländern Deutschlands aktuell drei unterschiedliche Herangehensweisen, um den Aspekt „Dürre“ zu erfassen:

1. Erfassung des baumartenspezifischen Wasserverbrauchs durch Ermittlung der baumartenspezifischen Transpiration (WILPERT et al. 2016 In: WELLBROCK et al. 2016)
2. Kritisches Zeitfenster in der Vegetationszeit (Betrachtung des Wasserhaushalts spezifischer Monate in der Vegetationszeit) (BRÉDA et GRANIER 1996)
3. Verbesserte Erfassung des Bodenwasserhaushalts durch z. B. regionale Pedotransferfunktionen (RIEK et RUSS 2011) und Einführung der Substratfeuchtestufen in ostdeutschen Bundesländern (PETZOLD et al. 2016, KONOPATZKY 2012)

Diese 3 Methoden dienen nicht der Klimagliederung, da die Bodeneigenschaften hierbei eine wesentliche Rolle spielen. Die Substratfeuchtestufen sind jedoch geeignete Parameter zur Klassifizierung von Geotopen und werden sowohl im BERN-Modell für die Waldgesellschaften als auch bei der Forstlichen Standortkartierung als Standortparameter abgebildet (vgl. Kap. 2.2.3.3).

Dürrestress hängt im Wesentlichen sowohl von der Klimatischen Wasserbilanz in der Vegetationszeit ab, als auch von der Wasserspeicherkapazität der Böden. Beide Parameter werden hier jedoch getrennt voneinander betrachtet, um die Klimagliederung im 1. Schritt unabhängig von Bodeneigenschaften ableiten zu können. Erst mit dem 2. Schritt, der naturräumlichen Zuordnung von Leitwaldgesellschaften zu forstlichen Standortsformen, wird die Substratfeuchte als Standortkomponente mit einbezogen. Beim Vergleich der Varianten, die als Leitwaldgesellschaften für ein und denselben Standort-/Klima-Kombinationstyp in Frage kommen, wird deshalb der Aspekt der baumartenspezifischen Empfindlichkeit gegenüber Trockenheit berücksichtigt (vgl. Kap. 4.1.1).

Darüber hinaus gilt es noch einen weiteren Aspekt zu betrachten: Waldgesellschaften wirken durch ihren Wasserverbrauch, aber auch durch das ihnen eigene Bestandesinnenklima, die Durchwurzelung u. a. bestandsspezifische Aspekte selbst als wichtige Faktoren auf den Wasserhaushalt ein. Angepasste Pflanzengesellschaften, wie sie anhand der Leitwaldgesellschaften mit dem BERN-Modell dargestellt werden, sind in ihren Rückwirkungen auf den Wasserhaushalt als optimal zu beurteilen, da sie einem langfristig etablierten System entsprechen.

Zunahme von Starkregenereignissen

Eine weitere Folge des Klimawandels ist die Zunahme der Starkregenereignisse und ihrer Andauer.

Vernässung führt zu Sauerstoffmangel, verändert die Chemie in den Böden und kann klima-schädliche Gase wie Methan (CH_4) freisetzen (KÖHN et al. 2021). Wurzeln leiden besonders unter dem Sauerstoffmangel und dem hohen Widerstand in vernässten und verdichteten Böden. Darum ist das Wachstum von Pflanzen oft gestört.

Beim Vergleich der Varianten, die als Leitwaldgesellschaften für ein und denselben Standort-/Klima-Kombinationstyp in Frage kommen, wird der Aspekt der baumartenspezifischen Empfindlichkeit gegenüber Vernässung berücksichtigt (vgl. Kap. 4.1.2).

Zunehmende Strahlungsenergie (PAR-Strahlung)

In Folge der abnehmenden Niederschläge in den subkontinentalen Regionen Deutschlands wird die Sonnenscheinwahrscheinlichkeit und damit die Jahressumme an PAR-Strahlung zunehmen. In den subatlantischen Regionen Deutschlands wird die PAR-Strahlung dagegen abnehmen. Die Präferenz von Pflanzenarten hinsichtlich der Strahlungsenergie (PAR-Strahlung) wird als ein Parameter für die BERN-Datenbank erhoben (vgl. Kap. 2.2.2.2). Die Strahlungsenergie an der Belaubungsoberfläche hängt vom Breitengrad, von der Sonnenscheinhäufigkeit, von der Hangneigung und der Hangrichtung der bevorzugten Standorte einer Pflanzenart ab, gleichzeitig aber auch von der typischen Stellung der Art innerhalb der Stratifikation einer Pflanzengesellschaft. Da wir hier die Verteilung von Waldgesellschaften betrachten, liegt der Fokus auf der Strahlungsenergie, die auf die Kronen der jeweils obersten Baumschicht auftrifft.

Weil Hangneigung und Hangrichtung jedoch einen hochsignifikanten Einfluss auf die Strahlungsenergie auf den Kronendächern haben, lässt sich dieser Parameter nur im mikroklimatischen Maßstab anwenden.

3.1.2 Schlussfolgerungen für die Parametrisierung einer regionalen forstlichen Klimagliederung

Für die makroklimatische Abgrenzung von forstlichen Klimaklassen soll ein Gliederungsansatz gefunden werden, der

- pflanzensoziologische Aspekte berücksichtigt. D. h. im Idealfall können aufgrund von physiologischen und ökologischen Parametern und Leistungsmerkmalen der Baumarten und Waldgesellschaften sinnvolle klimatische Einheiten mit eigenen Rahmenwerten definiert werden,
- die Klimaparameter abbildet, die am deutlichsten die Abgrenzung der Eignungsgebiete für gebietstypische Baumartenkombinationen im regionalen Maßstab verursachen,
- nur solche Klimaparameter enthält, die sich aus den Klimadaten des Deutschen Wetterdienstes ergeben bzw. aus diesen ableitbar und damit periodisch aktualisierbar sind.

Diese Klassifizierungsparameter sollen uneindeutig abgegrenzt werden, wohl wissend, dass die Wald-Pflanzengesellschaften diesen Grenzen nicht so abrupt folgen, sondern viele Übergangsformen bilden.

Regional abgrenzbar und damit für eine makroklimatische Abgrenzung von Klimaklassen geeignet sind die Parameter

- Vegetationszeitlänge und
- Klimatische Wasserbilanz

Diese beiden Parameter reichen aus, um einen signifikanten Zusammenhang zum Vorkommen von Waldgesellschaftsgruppen (gruppiert nach Hauptbaumarten) herzustellen.

Weitere physiologische Eigenschaften von Pflanzen, die von Klimafaktoren abhängen, wie

- Winterhärte
- Bedarf an Strahlungsenergie
- Trockenstressresilienz
- Spätfrostgefährdung
- Empfindlichkeit gegenüber Wechsel- und Staunässe

können die Klimaklassen nach mikroklimatischen Standortfaktoren untersetzen. Da diese physiologischen Merkmale aber in mehr oder weniger allen Klimaklassen auftreten können, sind sie für eine makroklimatische Abgrenzung von Klimaklassen nicht geeignet.

Diese Parameter werden in einem weiteren Arbeitsschritt bei der Zuordnung von Leitwaldgesellschaften zu Klimaklassen berücksichtigt (siehe Kap. 4.1.2).

3.1.3 Vorschlag einer Klimagliederung für Deutschland unter Berücksichtigung des prognostizierten Klimawandels

Wie in Kap. 3.1.2 begründet, werden für unseren Vorschlag einer forstlichen Klimagliederung für Deutschland die Länge der forstlichen Vegetationszeit (Tage > 10 °C) und die Klimatische Wasserbilanz dieses Zeitraumes als hinreichende Parameter verwendet.

Um die Bandbreite möglicher Klimazustände abzuschätzen, wurden für beide Parameter die 1*1 km²-Rasterdaten der Messungen für den Zeitraum 1991–2020 und von einer RCP8.5-Projektion für 2051–2080 verwendet. Als Klimaprojektionsdaten wurden Daten aus dem Regionalmodell WETTREG_2018 (Globalmodell: MPI-ESM-LR-r1) verwendet (ReKIS 2023).

Das Szenarium RCP8.5 (Representative Concentration Pathway 8.5) beinhaltet einen Anstieg der globalen Mitteltemperatur bis zum Jahr 2100 um etwa 4,8 °C im Vergleich mit dem vorindustriellen Zustand, sowie in etwa einer Temperaturerhöhung um 4 °C gegenüber 1986–2005. Mit der Annahme eines Anstiegs des CO₂-Äquivalents auf 1.370 ppm zum Ende des Jahrhunderts stellt dieses Szenarium den worst case aus heutiger Sicht dar. Es unterstellt, dass keine wesentliche Trendwende beim Primärenergieverbrauch stattfindet. Der zeitliche Verlauf von RCP8.5 entspricht in etwa dem Verlauf der früher angewendeten SRES-Simulation A.2.

Bei den Projektionsdaten kommt weniger den Absolutwerten, sondern dem Änderungssignal in der Zeitreihe die robustere Aussagekraft zu (FRANKE 2024b). Deshalb wurden für die o. g. Klimaparameter rasterbasierte Differenzwerte auf der Grundlage von Beobachtungs- und Klimaprojektionsdaten im Zeitraum 1991–2020 berechnet und auf den Zeitraum 2051–2080 der Klimaprojektionsdaten angewendet. Somit erfolgt eine Angleichung an den real gemessenen Wertebereich.

Die Geodatabase enthält 1.000 x 1.000 m²-Rasterpolygone des Koordinatensystems im Gauss-Krüger-Lagesystem.

Die Auswertung der Messdaten (Zeitreihe 1991–2020) und der Simulation (Zeitreihe 2051–2080) ergab eine Spanne der Vegetationszeitlänge von 55 bis 246 d a⁻¹ und eine Spanne der Klimatischen Wasserbilanz von -47 bis +291 mm pro Vegetationszeitmonat, der hier mit 30 Tagen angenommen wird. Dies ist der äußere Rahmen des Klassifikationsschemas. Das Schema kombiniert die Klassen der Vegetationszeit und der Klimatischen Wasserbilanz pro Vegetationszeitmonat (Abb. 4).

Die Klassen der Vegetationszeit gliedern sich in:

• 0	eiskalt	mit < 80 Tagen über 10 °C pro Jahr
• 1	winterkalt	mit 80–110 Tagen über 10 °C pro Jahr
• 2	mäßig kühl	mit 110–140 Tagen über 10 °C pro Jahr
• 3	mäßig warm	mit 140–165 Tagen über 10 °C pro Jahr
• 4	sommerwarm	mit 165–190 Tagen über 10 °C pro Jahr
• 5	submediterran	mit 190–220 Tagen über 10 °C pro Jahr
• 6	mediterran	mit 220–250 Tagen über 10 °C pro Jahr

Die Klassen der Wasserbilanz gliedern sich in:

• 0	sommerdür	mit < -40 mm / VZ-Monat
• 1	extrem sommertrocken	mit -40 ... -25 mm / VZ-Monat
• 2	stark sommertrocken	mit -25 ... -12,5 mm / VZ-Monat
• 3	mäßig trocken	mit -12,5 ... 0 mm / VZ-Monat
• 4	mäßig frisch	mit 0 ... 12,5 mm / VZ-Monat
• 5	sehr frisch	mit 12,5 ... 25 mm / VZ-Monat
• 6	feucht	mit 25 ... 50 mm / VZ-Monat
• 7	sehr feucht	mit > 50 mm / VZ-Monat

Für den Deutschland-Wertebereich musste das Klassifikationsschema, wie es in Sachsen (GEMBALLA et SCHLUTOW 2007, SCHLUTOW et GEMBALLA 2025), Thüringen (FRISCHBIER et PROFFT 2010, SCHLUTOW et al. 2009b) und Mecklenburg-Vorpommern (Schlutow et al. 2014 in: MINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT UND UMWELT MECKLENBURG-VORPOMMERN 2018) verwendet wird, um die Vegetationszeitklassen „eiskalt“ und „mediterran“ sowie um die Wasserbilanzklassen „sommerdür“ und „sehr feucht“ erweitert werden.

Vegetationszeitlänge [Tage >10°C/Jahr]	medi- terra	220-250	sommerdür bis stark sommertrocken & mediterran [60] [61] [62]			mäßig trocken bis mäßig frisch & mediterran [63] [64]		sehr frisch bis sehr feucht & mediterran [65] [66] [67]		
	sub- mediterr	190 - 220	sommerdür bis stark sommertrocken & submediterran [50] [51] [52]			mäßig trocken bis mäßig frisch & submediterran [53] [54]		sehr frisch bis sehr feucht & submediterran [55] [56] [57]		
	sommer- warm	165 - 190	[40]	[41] [42]		[43] [44]		[45] [46] [47]		
	mäßig warm	140 - 165		sommerdür bis stark sommertrocken & sommerwarm bis mäßig warm		mäßig trocken bis mäßig frisch & mäßig warm		sehr frisch bis sehr feucht & mäßig warm		
	mäßig kühl	110 - 140	[30]			mäßig trocken bis mäßig frisch & mäßig kühl		sehr frisch bis sehr feucht & mäßig kühl		
	winter-kalt	80 - 110	[20]	[21]	[22]		mäßig frisch & winterkalt	sehr frisch bis sehr feucht & winterkalt		
	eiskalt	<80	[10]	[11]	[12]	[13]		[15]	[16]	[17]
								sehr frisch bis sehr feucht & eiskalt		
				[01]	[02]	[03]	[04]	[05]	[06]	[07]
			< -40	-40 ... -25	-25 ... -12,5	-12,5 ... 0	0 ... 12,5	12,5 ... 25	25 ... 50	>50
			som- mer- dür	extrem sommer- trocken	stark sommer- trocken	mäßig trocken	mäßig frisch	sehr frisch	feucht	sehr feucht
Klimatische Wasserbilanz [mm/Vegetationsmonat]										

Abb. 4: Klassifikationsschema einer makroklimatischen Gliederung aus Kombinationen von Vegetationszeitlänge [= Anzahl Tage >10°C pro Jahr] und Klimatischer Wasserbilanz in einem Vegetationszeitmonat [mm pro Vegetationsmonat].

Fig. 4: Classification scheme of a macroclimatic classification from combinations of vegetation period length [= number of days >10°C per year] and climatic water balance in a vegetation period month [mm per vegetation month].

Die Binnengliederung des Klassifikationsschemas orientiert sich an den Verbreitungsschwerpunkten der Hauptbaumarten in Deutschland und in den europäischen Gebieten südlich von Deutschland.

Anhand des Vergleichs der regionalisierten Rasterdaten für die Zeitreihe 1991–2020 (REKIS 2023) und die RCP8.5-Simulation für 2051–2080 (REKIS 2023) wird sowohl für die forstliche Vegetationszeit als auch die Klimatische Wasserbilanz in der Vegetationszeit die Dramatik der zu erwartenden Veränderungen offensichtlich (Abb. 5).

Entsprechend der Messdaten für 1991–2020 dominierte in Deutschland eine sommerwarme Vegetationszeit (165–190 Tage > 10 °C). Für den Zeitraum 2051–2080 muss mit einer

großflächigen erwärmungsbedingten Vegetationszeitverlängerung in den submediterranen Bereich (190–220 Tage > 10 °C) und in Teilen sogar in den mediterranen Bereich (mehr als 220 Tage > 10 °C) gerechnet werden.

Mit der weiteren Erwärmung wird sich auch die Klimatische Wasserbilanz in der Vegetationszeit verändern. Insbesondere in Ostdeutschland wird sich die Klimatische Wasserbilanz weiter verringern bis zu großflächig extrem sommertrockenen Verhältnissen (-40 ... -25 mm/VZ-Monat). Auch in Teilen Hessens und von Franken bis hin zum Oberrheingraben-Gebiet muss mit deutlichen Wasserbilanz-Abnahmen gerechnet werden.

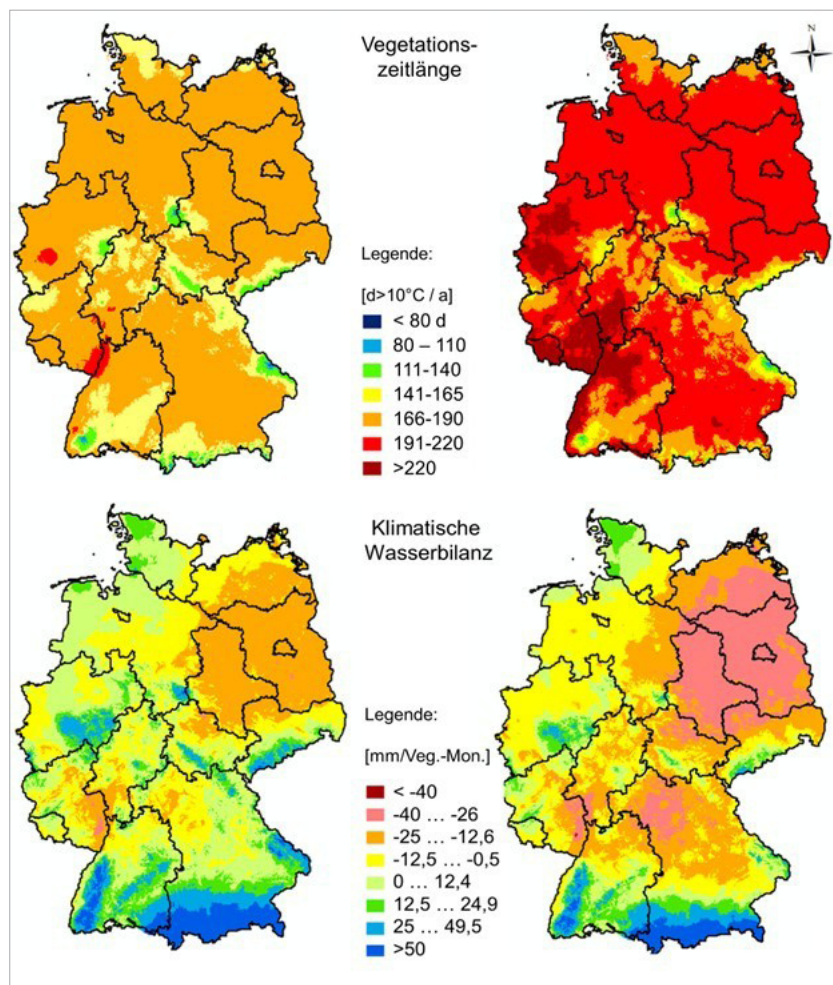


Abb. 5: Regionale Verteilung der Vegetationszeitlänge (oben) und Klimatischer Wasserbilanz (unten) im Zeitraum 1991–2020 (links) und 2051–2080 entsprechend Simulation RCP 8.5 (rechts).

Fig. 5: Regional distribution of vegetation period length (top) and climatic water balance (bottom) in the period 1991–2020 (left) and 2051–2080 according to simulation RCP 8.5 (right).

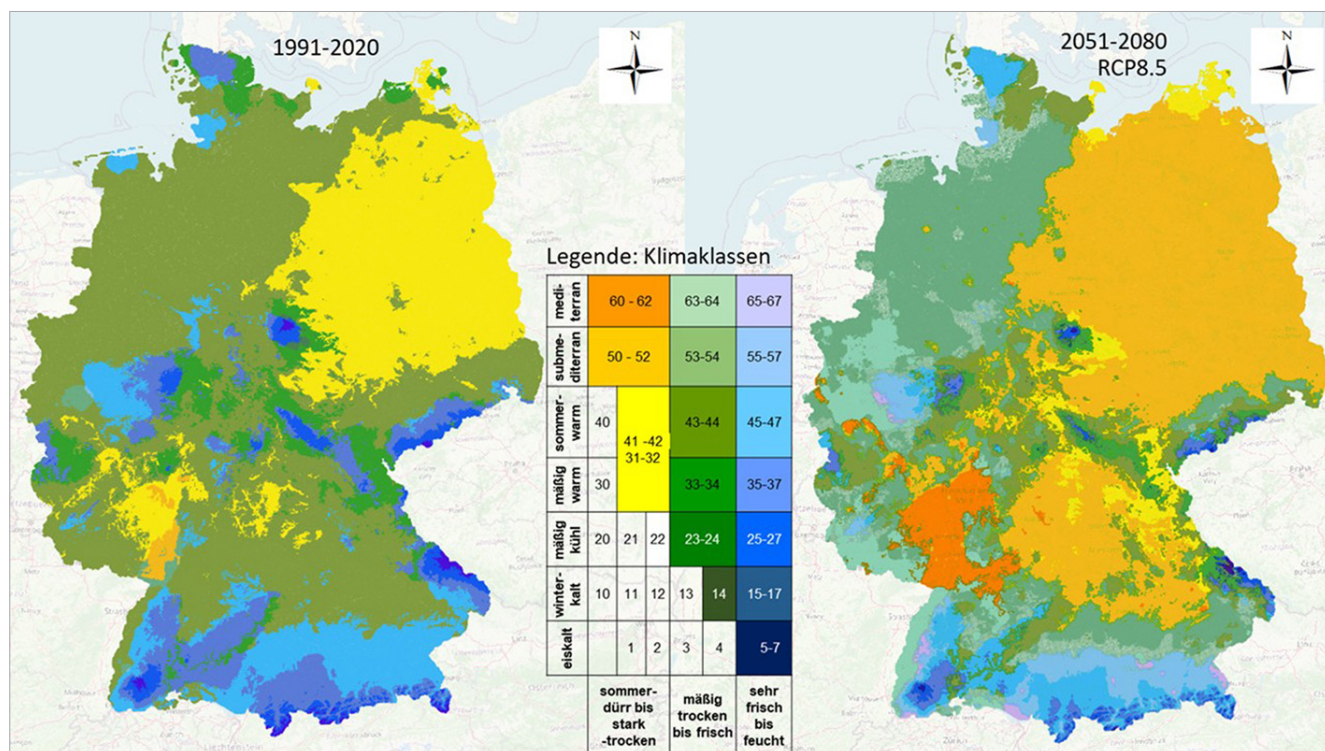


Abb. 6: Regionale Verteilung der Klimaklassen in Deutschland im Zeitraum 1991–2020 (links) und 2051–2080 entsprechend Simulation RCP 8.5 (rechts).

Fig. 6: Regional distribution of climate classes in Germany in the period 1991–2020 (left) and 2051–2080 according to simulation RCP 8.5 (right).

Tab. 3: Flächenanteile der deutschen Wälder in den Klimaklassen der Zeiträume 1991–2020 und 2051–2080 sowie die Veränderungen innerhalb dieser Zeiträume.

Tab. 3: *Area shares of German forests in the climate classes for the periods 1991–2020 and 2051–2080 and the changes within these periods.*

Klimaklasse	1991–2020		2051–2080		Veränderung ggü. 91-20 [ha]
	Fläche [ha]	Anteil [%]	Fläche [ha]	Anteil [%]	
6	0	0,00	93	0,0003	93
7	72.183	0,22	93	0,0003	-72.089
14	0	0,00	187	0,0006	187
15	0	0,00	4.443	0,01	4.443
16	21.974	0,07	8.860	0,03	-13.114
17	7.2182,59	0,22	4.453	0,01	-67.730
23	7.646	0,02	8.386	0,03	740
24	28.852	0,09	41.335	0,13	12.482
25	120.925	0,37	95.408	0,29	-25.517
26	380.655	1,15	34.525	0,10	-346.131
27	242.188	0,73	51.388	0,16	-190.800
31	373	0,0011	373	0,0011	0
32	116.481	0,35	52.410	0,16	-64.071
33	559.637	1,69	216.690	0,66	-342.947
34	1.838.989	5,57	343.421	1,04	-1.495.567
35	1.495.404	4,53	290.678	0,88	-1.204.726
36	800.679	2,42	123.311	0,37	-677.368
37	694.290	2,10	174.862	0,53	-519.427
41	56.326	0,17	178.397	0,54	122.070
42	7.125.959	21,57	1.617.382	4,90	-5.508.576
43	8.185.781	24,77	1.671.317	5,06	-6.514.464
44	7.793.259	23,59	1.241.359	3,76	-6.551.900
45	1.609.480	4,87	813.963	2,46	-795.516
46	1.013.830	3,07	369.495	1,12	-644.335
47	427.720	1,29	446.247	1,35	18.527
51	23.626	0,07	6.282.953	19,02	6.259.327
52	164.350	0,50	5.934.054	17,96	5.769.704
53	94.113	0,28	6.375.501	19,30	6.281.387
54	88.520	0,27	2.287.524	6,92	2.199.004
55	6.884	0,02	684.750	2,07	677.866
56	0	0	560.527	1,70	560.527
57	0	0	166.799	0,50	166.799
60	0	0	2.701	0,01	2.701
61	0	0	275.246	0,83	275.246
62	0	0	879.939	2,66	879.939
63	0	0	1.291.684	3,91	1.291.684
64	0	0	353.441	1,07	353.441
65	0	0	112.850	0,34	112.850
66	0	0	40.738	0,12	40.738
67	0	0	3.140	0,01	3.140

Die Regionalisierung der beide Parameter integrierenden Klimaklassen in Deutschland für die Zeitreihe 1991–2020 (ReKIS 2023) und für 2051–2080 (ReKIS 2023) zeigt eine deutliche zu erwartende Verschiebung der Klassengrenzen sowie das Auftreten neuer bisher in Deutschland nicht vorkommender Klimaklassen bis 2080 (Abb. 6). So treten die in der rezenten Zeitreihe noch nicht vorhandenen sehr warmen mediterranen Klimaklassen in der Projektion für 2051–2080 auf einem Waldflächenanteil von fast 9 % auf.

Die regionale Zuordnung der Klimaparameter Vegetationszeitlänge und Klimatische Wasserbilanz pro Vegetationsmonat zu den Klimaklassen in Deutschland wurde vom Kompetenzzentrum Wald und Forstwirtschaft des Staatsbetriebes Sachsenforst selbst auf Basis von Messdaten bzw. aus den Klimaprojektionsdaten des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (FRANKE 2024a) durchgeführt.

Die Flächenanteile der deutschen Wälder in den Klimaklassen der Zeiträume 1991–2020 und 2051–2080 zeigen eine Zunahme der Flächenanteile in den submediterranen Klassen 51–56 von 66 %. Gleichzeitig ist aber auch zu erkennen,

dass in den submediterranen und sommerwarmen Klassen die Flächenanteile in den extrem sommertrockenen (41, 51) sowie in Teilen der betont feuchten Klimaklassen (47, 56, 57) zunehmen werden (Tab. 3).

3.2 Klassifikation der Kennwerte der Forstlichen Standortskartierung (FSK)

Grundlage für die Zuordnung der klimawandelangepassten Leitwaldgesellschaften zu Standortformen der Forstlichen Standortskartierung bilden die Klassifikationsrahmen nach BENNING et al. (2015). Im Folgenden werden die unterschiedlichen Klassifikationsschemata der einzelnen Bundesländer zusammengeführt und zu einem einheitlichen Rahmen aggregiert.

Dieser Klassifikationsrahmen für die Forstliche Standortskartierung in Deutschland basiert auf den Kenngrößen Trophie (Tab. 4), Wasserhaushalt (Tab. 5, Tab. 6 und Tab. 7) und Substrat. Die Klassifikation des Substrats folgt der KA5 (AG BODEN 2005).

Tab. 4: Klassifikationsrahmen der Trophie nach BENNING et al. (2015).

Tab. 4: Classification framework for trophic levels according to BENNING et al. (2015).

Trophiestufen nach BENNING et al. (2015)		Ostdeutsches Verfahren (nach WOLFF et RIECK 1998)	Baden-Württemberg	Bayern	Hessen	Niedersachsen, Schleswig-Holstein		Nordrhein-Westfalen	Rheinland-Pfalz	Saarland	
1	eutroph (e)	reich (R)	nährstoffreich	r+ r	eutroph (e)	6	sehr gut	sehr gut	reich	r4, (r4c), r3, (r3c)	eutroph (e)
						5+, 5, 5-	gut				
2	meso-eutroph (mo)	kräftig (K)	normal (nicht versauert)	r- m+	meso-eutroph (mo)	4+, 4, 4-	ziemlich gut	gut	mittel	r2, (r2c), m4	mesotroph (m)
								mittel			
3	mesotroph (m)	mäßig (M)	schwach bis mäßig sauer	m	mesotroph (m)	3+, 3, 3-	mäßig	schwach		m3	
4	oligo-mesotroph (om)	mäßig (M-)	sauer	m- a+	oligo-mesotroph (om)					m2	
5	oligotroph (o)	ziemlich arm (Z)	stark sauer	a a-	oligotroph (o)	2+, 2, 2-	schwach	sehr schwach	arm	m1a	oligotroph (o)
		arm (A)									
6	dystroph (d)	sehr arm (D)		-	dystroph (d)	1	sehr schwach			sa	-

Tab. 5: Klassifikationsrahmen des Wasserhaushalts terrestrischer (sickerwassergeprägter) Standortsformen nach BENNING et al. (2015).**Tab. 5:** Classification framework of the water balance of terrestrial (seepage-dominated) site types according to BENNING et al. (2015).

Wasserhaushaltsstufen nach BENNING et al. (2015)		ostdeutsche Bundesländer			Baden-Württemberg	Bayern	Hessen	Niedersachsen, Schleswig-Holstein	Nordrhein-Westfalen	Rheinland-Pfalz	Saarland	
T1	trocken	Tiefl.	T2	x,a	sehr trocken	sehr trocken 0	trocken	11t, 25t	sehr trocken	äußerst trocken (Prädikat für besonders trocken)	trocken	
			T3	x, a-c								
		MiHü	X	x, a-h	trocken	trocken 0			27t, 28t	trocken		sehr trocken (Fi V, Bu V, Ki IV)
			T3-, S3	x,a-e								
			T3, S3	x,a								
			T2	x					29t, 44			trocken (Fi III,5-IV, Bu IV)
T2	mäßig trocken	Tiefl.	T1	x,a	mäßig trocken	mäßig trocken (Fi III) 1	mäßig trocken (Fi III)	11, 20t	mäßig trocken	mäßig trocken, (Fi III, Bu III:5)	mäßig trocken	
			T2	b,c								
			T3	d,e								
		MiHü	T3	e,g						25, 27		mäßig frisch (Fi II,5, Bu III)
			T2, S2	c,d								
			T1	a,b				28, 29, 43				
			T1+	x,a								
			T3	mäßig frisch				Tiefl.		T1		b,c
T2	d,e											
T3	g,h											
MiHü	T3	e,g				20, 24t	ziemlich frisch (Fi II, Bu II.5)					
	T2, S2	c,d										
	T1	a,b			24, 26t, 42							
	T1+	x,a										
	T4	frisch			Tiefl.	T1	d-h	frisch	frisch (Fi I) 3	frisch (Fi I)	1t, 2t, 3t	frisch
T2			g,h									
MiHü			T3	h,j		4t, 9, 9t, 10f						
			T2	e,j								
			T1, S1	c-g								
			T1+, S1	b-e	19, 19t, 23, 23t							
			F, S1	a-c	26f, 28, 41							
			T5	sehr frisch	MiHü	T1, S1	h,j				sehr frisch	
T1+	g-j	8, 9f, 18, 19f										
F	d-j	22, 23f, 40										

Tab. 6: Klassifikationsrahmen des Wasserhaushalts stauwassergeprägter Standortsformen nach BENNING et al. (2015).**Tab. 6:** Classification framework of the water balance of waterlogged site types according to BENNING et al. (2015).

Wasserhaushaltsstufen stauwassergeprägter Standortsformen nach BENNING et al. (2015)		ostdeutsche Bundesländer		Baden- Württem- berg	Bayern	Hessen	Nieder- sachsen, Schleswig- Holstein	Nord- rhein- Westfa- len	Rheinland- Pfalz	Saar- land
S	sehr tief sitzende Staunässe	Tiefl.	-	-	-	6	37t	-	nicht kartiert	-
		MiHü	T							
S0	tief sitzende Staunässe	Tiefl.	-	-	-	6	37, 37f	-	nicht kartiert	-
		MiHü	T...w; T..n							
S1	sehr schwach staunass/ wechsel- feucht	Tiefl.	T1 ; T1w	grundfrisch	6	7	37t, 39	II_e (wechsel- trocken)	nicht kartiert	-
		MiHü	W3							
S2	schwach staunass/ wechsel- feucht	Tiefl.	T1w	schwach wechsel- feucht	7	7	38f, 38, 37, 38t	II_d (mäßig wechsel- trocken)	S2+WHS	-
		MiHü	W2							
S3	mittel staunass/ wechsel- feucht	Tiefl.	N2w, N2	wechsel- feucht	7	46	38t, 39, 39t	II_c (mäßig wechsel- feucht)	S3+WHS	-
		MiHü	W1, N2							
S4	stark staunass/ wechsel- feucht	Tiefl.	N1w, N1	vernäs- send (staunass)	8	7	36, 38f, 36t, 38, 39f	II_b (wechsel- feucht)	S4+erweiterte WHS	-
		MiHü	N2 , N1z							
S5	sehr stark staunass/ wechslnass	Tiefl.	N1 , O3	vernäs- send (staunass), wenn Flä- chenanteil Stagno- gley ≥ 50 %	8, (9)	46	38t, 39, 39t	II_a (staunass)	S5+erweiterte WHS	-
		MiHü	N1; O3							
S6	äußerst staunass	Tiefl.	O1, O2, N0, Ü0	nicht definiert	8, (9)	7	36f, 36, 36t, 38f, 38, 39f	-	S6+erweiterte WHS	-
		MiHü	O2, O1							

Tab. 7: Klassifikationsrahmen des Wasserhaushalts grundwassergeprägter Standortformen nach BENNING et al. (2015).**Tab. 7:** Classification framework of the water balance of groundwater-dominated site types according to BENNING et al. (2015).

Wasserhaushaltsstufen grundwassergeprägter Standortformen nach BENNING et al. (2015)	ostdeutsche Bundesländer	Baden-Württemberg	Bayern	Hessen	Niedersachsen, Schleswig-Holstein	Nordrhein-Westfalen	Rheinland-Pfalz	Saarland
G0	äußerst tief	Tiefl.	T2g	nicht definiert	(3)	15	35t	nicht definiert
		in SN zusätzlich	T2f					
G1	sehr tief	Tiefl.	T1	nicht definiert, mit T1 gleichgesetzt	(3)	5	35	nicht definiert
		in SN oder TH zusätzlich	B3					
G2	sehr tief	Tiefl.	T1, N3	grundfeucht	4	5	35f	I_d (mäßig grundfeucht)
		in SN oder TH zusätzlich	N2, O4, B2, Ü12, Ü22, A					
G3	tief	Tiefl.	N2, O4	grundfeucht bis grundnass (=grundnass)	4 / 9	5	34t, 34	I_c (grundfeucht)
		in SN oder TH zusätzlich	B1, Ü11, Ü21, A					
G4	mittel	Tiefl.	N1, O3	feucht	9	75	34f, 33t	I_b (feucht)
G5	flach	Tiefl.	N0, O2	nass	9	7	32t, 33	I_a (nass)
G6	sehr flach	Tiefl.	O1, O2	nass (wenn Bodentyp gleichzeitig Moor) quellig, sickerfeucht	9	7	32, 32f	I_a (nass)

Um eine Verbindung der Klassifikation der Forstlichen Standortskartierung zur Vegetationsdatenbank BERN (s. Kap. 2.1) herstellen zu können, werden die nachfolgenden Tabellen (Tab. 8, Tab. 9, Tab. 10, Tab. 11) genutzt. Sie stellen den gesamtdeutschen Klassifikationsrahmen nach BENNING et al. (2015) dar und die jeweils zugeordneten Spannen der Kenngrößen der forstlichen Kartierungsverfahren im Tiefland (Tiefl.) sowie für Mittelgebirge/Hügelland (MiHü).

Tab. 8: Klassifikationsrahmen des Wasserhaushalts terrestrischer (sickerwassergeprägter) Standortsformen nach BENNING et al. (2015) mit Substratfeuchtestufen im Tiefland sowie für Mittelgebirge/Hügelland nach der ostdeutschen Methodik (KONOPATZKY 2012, PETZOLD et al. 2016).

Tab. 8: Classification framework of the water balance of terrestrial (seepage-dominated) site types according to BENNING et al. (2015) with substrate moisture levels in the lowlands and for low mountain ranges/hilly areas according to the eastern German methodology (KONOPATZKY 2012, PETZOLD et al. 2016).

Wasserhaushaltsstufen terrestrischer (sickerwassergeprägter) Standortsformen nach BENNING et al. (2015)		Wasserhaushaltsstufe nach PETZOLD et al. (2016)		Substratfeuchte*	nWSK (= nFK) bis 80 cm [mm]	
					von	bis
T1	trocken	Tiefl.	T2	x, a	< 25	80
			T3	x, a-c	< 25	110
		MiHü	X	x, a-h	< 25	190
			T3-	x, a-e	< 25	150
			T3	x, a	< 25	80
			T2	x	< 25	50
T2	mäßig trocken	Tiefl.	T1	x, a	< 25	80
			T2	b, c	80	110
			T3	d, e	110	150
		MiHü	T3-	g, h	150	190
			T3	b-d	80	130
			T2	a, b	50	90
			T1	x	< 25	50
T3	mäßig frisch	Tiefl.	T1	b, c	80	110
			T2	d, e	110	150
			T3	g, h	150	190
		MiHü	T3	e, g	130	170
			T2	c, d	90	130
			T1	a, b	50	90
			T1+	x, a	< 25	80
T4	frisch	Tiefl.	T1	d-h	110	190
			T2	g, h	150	190
		MiHü	T3	h, j	170	> 190
			T2	e, j	130	> 190
			T1	c-g	90	170
			T1+	b-e	80	150
			F	a-c	50	110
T5	sehr frisch	MiHü	T1	h, j	170	> 190
			T1+	g-j	150	> 190
			F	d-j	110	> 190

*Erläuterung:

x – speicherdürr, z. B. Skelett-Ranker, Skelett-Rostpodsole
a – sehr speichertrocken, z. B. Grand-Braunerden, Sand-Rostpodsole
b – speichertrocken, z. B. reine Sand-Braunerden, Quarzit/Granit-Podsole
c – mäßig speichertrocken, z. B. anlehmige Sand-Braunerden,

Phyllit/Granit-Braunpodsole

d – mäßig speicherfrisch, z. B. lehmige Sand-Braunerden, Gneis/Schiefer-Braunerden

e – speicherfrisch, z. B. Quarzit/Granit/Phyllit-Braunerden

g – mäßig haftfrisch, z. B. Lehm-Fahlerden, Diabas-Braunerden

h – haftfrisch, z. B. Lößlehm- und Decklößböden, Bachtälchen

j – haftfeucht, z. B. Auen- und Schwemmböden

Tab. 9: Klassifikationsrahmen des Wasserhaushalts stauwassergeprägter Standortsformen nach BENNING et al. (2015) und ARBEITSKREIS STANDORTKARTIERUNG (2016) mit Wasserhaushaltsstufen für das Tiefland nach SEA95 (SCHULZE 1998) sowie für Mittelgebirge/Hügelland nach SEA 74 C2.II & 81 C3.3 (SCHWANECKE 1974, 1981).

Tab. 9: Classification framework of the water balance of site types characterized by backwater according to BENNING et al. (2015) and ARBEITSKREIS STANDORTKARTIERUNG (2016) with water balance levels for the lowlands (SEA95 - SCHULZE 1998) and for mountain/hilly areas (SEA 74 C2.II & 81 C3.3 - SCHWANECKE 1974, 1981).

Wasserhaushaltsstufen stauwassergeprägter Standortsformen nach BENNING et al. (2015)					Wasserhaushaltsstufen	
Stauwasserstufen		typ. Bodentyp	1. Zeile: mittlere Stauwassertiefe 2. Zeile: maximaler Stauwasserstand = Höchststand ¹	Dauer MsHSW ² <60cm uGOF [d/a]	nach SCHULZE (1998), ARBEITSKREIS STANDORTKARTIERUNG (2016)	
S	sehr tief sitzende Staunässe	sBB	> 120 cm 80 cm	0	Tiefl.	-
					MiHü	T
S0	tiefsitzende Staunässe	SS-BB	120–80 cm 60 cm	< 7	Tiefl.	-
					MiHü	T...w; T...n
S1	sehr schwach staunass/wechselfeucht	SS-BB	80–60 cm 30 cm	< 20	Tiefl.	T1 ³ ; T1w ⁴
					MiHü	W3
S2	schwach staunass/wechselfeucht	SS-BB	60–40 cm 30 cm	> 20 d < 45 d	Tiefl.	T1w ⁵
					MiHü	W2
S3	mittel staunass/wechselfeucht	(BB)-SS	40–20 cm 10 cm	> 45 d < 120 d	Tiefl.	N2w, N2
					MiHü	W1, N2 ⁶
S4	stark staunass/wechselfeucht	SS	20–10 cm > 10 cm	> 120	Tiefl.	N1w, N1 ⁸
					MiHü	N2 ⁷ , N1z ¹⁰
S5	sehr stark staunass/wechselnass	SG	20–10 cm 0 cm	> 210	Tiefl.	N1 ⁹ , O3
					MiHü	N1; O3
S6	äußerst staunass	SGm/o	20–10 cm 0 cm	> 300	Tiefl.	O1, O2, N0, Ü0
					MiHü	O2, O1

Erläuterung:

¹ mittlerer Stauwasserstand = mittlerer scheinbarer Stauwasserhöchststand (MsHSW) während der Vegetationszeit; maximaler Stauwasserstand = Stauwasserhöchststand (HSW) [Quelle: Arbeitskreis Standortkartierung 2016, Tab. 64]

² MsHSW = mittlerer scheinbarer Stauwasserhöchststand

³ Halb- bzw. Braunstaugleye mit Austrocknungsphasen von ca. 4 Monaten

⁴ Halb- bzw. Braunstaugleye mit Austrocknungsphasen von ca. 6 Monaten

⁵ Staugleye mit Austrocknungsphasen von ca. 8 Monaten

⁶ Stauwasserböden der Mittleren feuchten Berglagen und höher

⁷ Stauwasserböden unterhalb der Mittleren feuchten Berglagen

⁸ Stauwasserspiegel ca. 30 cm uGOF und Austrocknungsphase nur ca. 2 Monate!

⁹ sehr flacher Stauwasserspiegel (bei ca. 10 cm uGOF und Austrocknungsphasen ca. 4 Monate)

¹⁰ zügige staunasse Standorte im Mittelgebirge/Hügelland

Bezüglich Intensität und Tiefe von Stauwasserstufen gibt es zur ostdeutschen Standortkartierung leichte Abweichungen zur Darstellung bei BENNING et al. (2015): Bei W- und N-Standorten mit Stauwasser reicht dessen Einfluss immer in die obersten 30 cm unter Flur hinein. Deshalb haben prioritär für die Zuordnung zu S0 bis S6 die Einstufungsmerkmale der Wasserhaushaltsstufen nach ARBEITSKREIS STANDORTKARTIERUNG (2016) Verwendung gefunden.

Tab. 10: Klassifikationsrahmen des Wasserhaushalts grundwassergeprägter Standortsformen nach BENNING et al. (2015) mit Wasserhaushaltsstufen für das Tiefland nach SEA95 (SCHULZE 1998) sowie für Mittelgebirge/Hügelland nach SEA 74 C2.II & 81 C3.3 (SCHWANECKE 1974, 1981).

Tab. 10: Classification framework of the water balance of groundwater-dominated site types according to BENNING et al (2015) with water balance levels for the lowlands according to SEA95 (SCHULZE 1998) and and for mountain/hilly areas (SEA 74 C2.II & 81 C3.3 - SCHWANECKE 1974, 1981).

Wasserhaushaltsstufen grundwassergeprägter Standortsformen nach BENNING ET AL. (2015)						Wasserhaushaltsstufen nach SCHULZE (1998) sowie für MiHü nach SCHWANECKE (1974, 1981)	
Grundwasserstufen		mittl. scheinbarer Grundwasserhochstand (MsHGW) dm uGOF	mittl. scheinbarer Grundwasserstand (MsGW) dm uGOF	mittl. scheinbarer Grundwassertiefstand (MsNGW) dm uGOF	Vorherrschender Bodentyp		
G0	äußerst tief	16 (13) bis < 20				Tiefl.	T2g ¹
						in SN zusätzlich	T2f ¹
G1	sehr tief	13 (< 8) bis < 16	16 bis < 20	> 20		Tiefl.	T1 ²
						in SN oder TH zusätzlich	B3
G2	sehr tief	8 bis < 13 (4 bis < 13)	13 bis < 16	16 bis < 20	GG-....	Tiefl.	T1 ³ , N3
						in SN oder TH zusätzlich	N2 ⁴ , O4 ⁴ , B2, Ü12, Ü22, A
G3	tief	4 bis < 8 (< 4- < 8)	8 bis < 13	13 bis < 16	...-GG	Tiefl.	N2 ⁵ , O4 ⁵
						in MiHü zusätzlich	B1, Ü11, Ü21, A
G4	mittel	2 bis < 4 gelegentlich über GOF	4 bis < 8	8 bis < 13	GGn	Tiefl.	N1, O3
G5	flach	< 2 oft über GOF	2 bis < 4	4 bis < 8	GN	Tiefl.	N0, O2 ⁶
G6	sehr flach	über GOF	< 2	< 4	GM, GH, HH, HN	Tiefl.	O1, O2 ⁷

Erläuterung:

¹ Grundwasser zwischen 1,8–3,0 m uGOF (im Mittel 2,4 m)

² Grundwasserhochstand 1,0–1,8 m uGOF → absinkend auf bis 3,0 m uGOF

³ Grundwasserhochstand 0,5–1,0 m uGOF → absinkend auf ca. 1,8 m bis 3,0 m uGOF

⁴ Grundwasserhochstand 0,5–1,0 m uGOF → absinkend auf bis 1,8 m uGOF

⁵ Grundwasserhochstand 0,2–0,5 m uGOF → absinkend auf 1,0 bis 1,8 m uGOF

⁶ Grundwasserhochstand 0,0–0,2 m uGOF → absinkend auf bis 0,5 m uGOF

⁷ Grundwasserhochstand über Flur 4 bis 8 Monate

Bei den von BENNING et al. (2015) zugeordneten Grundwasserstufen der ostdeutschen Standortkartierung gibt es Abweichungen in Sachsen, Sachsen-Anhalt und Thüringen.

4 Ergebnisse

4.1 Zuordnung von Leitwaldgesellschaften zu Standortsformen und aktuellen sowie zukünftigen Klimaklassen

4.1.1 Leitwaldgesellschaften für die deutschen Wälder

Die 433 Referenzprofile der BÜK1000N wurden mit den in Frage kommenden Relief- und Expositionsvarianten (Ebene, Schatt- und Sonnhang) kombiniert. Die nunmehr 955 entstandenen Standort-Kombinationstypen wurden mit den 40 Klimaklassen kombiniert, die aktuell oder entsprechend den Prognosen voraussichtlich bis 2080 vorherrschen. Da Prognosen wie die Klimaprognose bis 2080 immer mit gewissen Unsicherheiten verbunden sind und sich die angenommenen Rahmenbedingungen auch bis dahin ändern können, wurden allen so entstandenen 38.200 Standort-/Klima-Kombinationstypen nun die Leitwaldgesellschaften zugeordnet, deren gesellschaftstypische Referenzwertespannen für Klima- und Standortparameter mit den Werten der Referenzprofile der BÜK1000N weitestgehend übereinstimmen. Somit ist eine

Tab. 11: Klassifikationsrahmen der Trophie nach BENNING et al. (2015) mit C/N- und Basensättigungsspannen (BS) der Stamm-Nährkraftstufen für Tiefland (Tiefl.) nach Standorterkundungsanweisung SEA95 und für Mittelgebirge/Hügelland (MiHü) nach SEA74 C2.II.

Tab. 11: Trophic classification framework according to BENNING et al. (2015) with C/N and base saturation ranges (BS) of the basic nutrient levels for lowlands („Tiefl.“) according to site exploration instruction SEA95 and for low mountain ranges/hills („MiHü“) according to SEA74 C2.II.

Trophiestufen nach BENNING et al. (2015)			C/N_von %/%	C/N_bis %/%	BS_von %	BS_bis%
1	eutroph (e)	Tiefl.	11,6	14,7	47	66
		MiHü	10	13,9	46	100
2	meso-eutroph (mo)	Tiefl.	14,2	18,5	31	46
		MiHü	12	20	25	50
3	mesotroph (m)	Tiefl.	17,8	23,8	18	30
		MiHü	16	25	15	30
4	oligo-mesotroph (om)	Tiefl.	19	26	16,5	27
		MiHü	18,2	26,5	15	24
5	oligotroph (o)	Tiefl.	22,7	31,2	11	18
		MiHü	18	30	10	20
		Tiefl.	29,4	41,6	7	10
		MiHü	25	40	8	16
6	dystroph (d)		40	60	3	9

regionale Zuordnung der Leitwaldgesellschaften auch auf Basis anderer Klimaprognosen immer möglich, es sei denn, die Erwärmung geht über den mediterranen Bereich hinaus.

Für jede der 147 Leitwaldgesellschaften wurde ein Steckbrief erstellt (Anhang 1, siehe online).

4.1.2 Alternativenprüfung

Bei der Auswahl von Leitwaldgesellschaften mit weitgehend übereinstimmenden gesellschaftstypischen Standort- und Klima-Wertespannen zu den Wertespannen der Klima-/Standortsformen in Deutschland ergaben sich vielfach mehrere mögliche Waldgesellschaften für einen Standort-/Klima-Kombinationstyp. Die Entscheidung für eine Leitwaldgesellschaft pro Standort-/Klima-Kombinationstyp erfolgte in einem 2. Arbeitsschritt anhand einer Alternativenprüfung. In den Steckbriefen der Leitwaldgesellschaften (s. Anhang 1, online) sind die von der Gesellschaft vorrangig und nachrangig besetzten Klimaklassen und Standortsformen entsprechend gekennzeichnet.

Der Alternativenvergleich der möglichen Leitwaldgesellschaften für eine Standortsformen-/Klimaklassen-Kombination erfolgte nach folgenden Kriterien, nach Vorrang gewichtet in der Reihenfolge der Aufzählung (Tab. 12):

1. Leitwaldgesellschaften der Hauptbaumarten mit geringster Empfindlichkeit gegenüber Boden-Trockenheit

2. Leitwaldgesellschaften der Hauptbaumarten mit geringster Empfindlichkeit gegenüber Luft-Trockenheit
3. Leitwaldgesellschaften der Hauptbaumarten mit geringster Empfindlichkeit gegenüber Schaderregern
4. Leitwaldgesellschaften der Hauptbaumarten mit geringster Empfindlichkeit gegenüber Waldbrandgefahr
5. Leitwaldgesellschaften der Hauptbaumarten mit geringster Empfindlichkeit gegenüber Staunässe und stark schwankender Wechselfeuchte
6. Leitwaldgesellschaften der Hauptbaumarten mit geringster Empfindlichkeit gegenüber versauernden und eutrophierenden Luftschadstoffeinträgen
7. Leitwaldgesellschaften der Hauptbaumarten mit geringster Empfindlichkeit gegenüber Spätfrost
8. Leitwaldgesellschaften der Hauptbaumarten mit hoher Bedeutung für die Biodiversität
9. Leitwaldgesellschaften mit geringem Mindestbedarf an Solarstrahlung
10. Leitwaldgesellschaften der Hauptbaumarten mit hoher Retentionsfunktion.

Tab. 12: Bewertung der Hauptbaumarten hinsichtlich ihrer Empfindlichkeit und Bedeutung.

Tab. 12: Assessment of the main tree species with regard to their sensitivity and importance.

Hauptbaumarten der Leitwaldgesellschaften	Empfind- lichkeit ggü. Boden- Trockenheit	Empfind- lichkeit ggü. Luft- Trocken- heit	Empfind- lichkeit Wechsel- feuchte und Staunässe	Empfind- lichkeit ggü. hei- mischen Schad- erregern	Gefähr- dung durch Brand	Gefähr- dung durch Luftschad- stoffe	Empfind- lichkeit gegenüber Spätfrost	Bedeutung für die Bio- diversität in Deutschland	Mindest- Bedarf an PAR- Strahlung	Bedeutung für die Retention von Binnen- Hochwasser
Aleppo-Kiefer (<i>Pinus halepensis</i>)	sehr gering	sehr gering	mittel	mittel	hoch	sehr hoch	hoch	gering	sehr hoch	hoch
Aspe (<i>Populus tremula</i>)	sehr gering	sehr gering	gering	gering	gering	gering	sehr gering	sehr hoch	sehr gering	hoch
Berg-Ahorn (<i>Acer pseudoplatanus</i>)	gering	mittel	mittel	mittel	gering	gering	gering	sehr hoch	sehr gering	mittel
Berg-Kiefer (<i>Pinus mugo</i>)	mittel	hoch	sehr gering	gering	hoch	gering	sehr gering	sehr hoch	gering	sehr hoch
Berg-Ulme (<i>Ulmus glabra</i>)	mittel	hoch	gering	hoch	gering	gering	gering	sehr hoch	mittel	sehr hoch
Bruch-Weide (<i>Salix fragilis</i>)	hoch	gering	sehr gering	gering	gering	gering	sehr gering	sehr hoch	mittel	hoch
Dalechamps-Traubeneiche (<i>Quercus petraea dalechampii</i>)	sehr gering	sehr gering	hoch	gering	gering	gering	mittel	hoch	hoch	mittel
Esskastanie (<i>Castanea sativa</i>)	mittel	mittel	hoch	mittel	gering	gering	hoch	hoch	sehr hoch	mittel
Europäische Lärche (<i>Larix decidua</i>)	mittel	hoch	mittel	hoch	hoch	hoch	gering	sehr hoch	gering	hoch
Feld-Ahorn (<i>Acer campestre</i>)	sehr gering	sehr gering	sehr gering	gering	gering	sehr gering	gering	sehr hoch	sehr gering	hoch
Feld-Ulme	mittel	gering	gering	hoch	gering	gering	gering	sehr hoch	gering	sehr hoch
(<i>Ulmus campestris</i> = <i>U. minor</i>)	sehr gering	sehr gering	hoch	gering	gering	gering	gering	hoch	hoch	mittel
Feisen-Ahorn (<i>Acer monspessulanum</i>)	sehr gering	sehr gering	hoch	gering	gering	gering	sehr gering	hoch	sehr gering	mittel
Fichte (<i>Picea abies</i>)	mittel	hoch	mittel	sehr hoch	hoch	sehr hoch	mittel	hoch	hoch	mittel
Flaum-Eiche (<i>Quercus pubescens</i>)	sehr gering	gering	hoch	gering	gering	gering	gering	hoch	hoch	mittel
Gemeine Birke (<i>Betula pendula</i>)	sehr gering	sehr gering	gering	gering	gering	hoch	sehr gering	sehr hoch	sehr gering	hoch
Gem. Esche (<i>Fraxinus excelsior</i>)	mittel	gering	gering	hoch	gering	gering	hoch	sehr hoch	mittel	sehr hoch
Gemeine Kiefer (<i>Pinus sylvestris</i>)	sehr gering	sehr gering	gering	hoch	hoch	hoch	sehr gering	sehr hoch	sehr gering	sehr hoch
Grün-Erle (<i>Alnus viridis</i>)	mittel	mittel	sehr gering	hoch	gering	gering	mittel	hoch	gering	hoch
Hainbuche (<i>Carpinus betulus</i>)	sehr gering	gering	gering	gering	gering	hoch	mittel	sehr hoch	mittel	sehr hoch
Hopfenbuche (<i>Ostrya carpinifolia</i>)	sehr gering	gering	hoch	gering	gering	gering	mittel	gering	hoch	gering
Kermes-Eiche (<i>Quercus coccifera</i>)	sehr gering	gering	hoch	gering	gering	gering	hoch	gering	hoch	gering
Krim-Buche (<i>Fagus moesiaca</i>)	gering	mittel	mittel	gering	gering	gering	mittel	mittel	hoch	mittel
Manna-Esche (<i>Fraxinus ornus</i>)	sehr gering	sehr gering	hoch	gering	gering	gering	mittel	mittel	hoch	gering
Mittelmeer-Kiefer (<i>Pinus pinea</i>)	sehr gering	sehr gering	hoch	gering	hoch	hoch	gering	gering	sehr hoch	mittel
Moor-Birke (<i>Betula pubescens</i>)	hoch	gering	sehr gering	gering	gering	gering	sehr gering	sehr hoch	gering	hoch
Orient-Hainbuche (<i>Carpinus orientalis</i>)	sehr gering	sehr gering	hoch	gering	gering	gering	gering	gering	sehr hoch	gering
Ohr-Weide (<i>Salix aurita</i>)	hoch	gering	sehr gering	gering	gering	gering	sehr gering	sehr hoch	mittel	hoch
Orient-Buche (<i>Fagus orientalis</i>)	sehr gering	gering	hoch	gering	gering	gering	gering	gering	mittel	gering
Orient-Platane (<i>Platanus orientalis</i>)	sehr gering	sehr gering	sehr gering	gering	sehr gering	sehr gering	mittel	gering	sehr hoch	hoch
Pedunculifolia-Stieleiche (<i>Quercus robur pedunculiflora</i>)	sehr gering	sehr gering	gering	gering	gering	gering	mittel	hoch	mittel	hoch
Purpur-Weide (<i>Salix purpurea</i>)	hoch	gering	sehr gering	gering	gering	gering	sehr gering	sehr hoch	hoch	hoch

Hauptbaumarten der Leitwaldgesellschaften	Empfind- lichkeit ggü. Boden- Trockenheit	Empfind- lichkeit ggü. Luft- Trocken- heit	Empfind- lichkeit ggü. Wechsel- feuchte und Staunässe	Empfind- lichkeit ggü. hei- mischen Schad- erregern	Gefähr- dung durch Brand	Gefähr- dung durch Luftschad- stoffe	Empfind- lichkeit gegenüber Spätfrost	Bedeutung für die Bio- diversität in Deutschland	Mindest- Bedarf an PAR- Strahlung	Bedeutung für die Retention von Binnen- Hochwasser
Pyrenäen-Eiche (<i>Quercus pyrenaica</i>)	sehr gering	sehr gering	sehr gering	gering	gering	gering	mittel	gering	sehr hoch	hoch
Quirl-Esche (<i>Fraxinus oxycarpa</i>)	sehr gering	sehr gering	hoch	gering	gering	gering	gering	gering	sehr hoch	gering
Robuche (<i>Fagus sylvatica</i>)	mittel	mittel	mittel	gering	gering	gering	hoch	sehr hoch	gering	mittel
Rundblatt-Eiche (<i>Quercus rotundifolia</i>)	sehr gering	sehr gering	hoch	gering	gering	gering	mittel	gering	sehr hoch	gering
Schmalblatt-Esche (<i>Fraxinus angustifolia</i>)	mittel	mittel	sehr gering	gering	gering	gering	gering	gering	hoch	hoch
Schwarz-Erle (<i>Alnus glutinosa</i>)	hoch	gering	sehr gering	mittel	gering	sehr gering	gering	sehr hoch	mittel	hoch
Schwarz-Pappel (<i>Populus nigra</i>)	hoch	gering	sehr gering	gering	gering	gering	mittel	sehr hoch	mittel	hoch
Schwarz-Kiefer (<i>Pinus nigra nigra</i>)	sehr gering	gering	mittel	gering	hoch	gering	sehr gering	hoch	gering	hoch
See-Kiefer (<i>Pinus pinaster</i>)	sehr gering	gering	mittel	gering	hoch	hoch	hoch	gering	sehr hoch	hoch
Silber-Erle (<i>Alnus incana</i>)	gering	sehr gering	sehr gering	mittel	sehr gering	sehr gering	sehr gering	sehr hoch	mittel	hoch
Silber-Linde (<i>Tilia argentea</i> = <i>T. tomentosa</i>)	sehr gering	sehr gering	hoch	gering	sehr gering	sehr gering	gering	mittel	hoch	gering
Silber-Weide (<i>Salix alba</i>)	hoch	gering	sehr gering	gering	gering	gering	gering	sehr hoch	mittel	hoch
Silber-Pappel (<i>Populus alba</i>)	hoch	gering	sehr gering	gering	gering	hoch	gering	hoch	hoch	hoch
Sommer-Linde (<i>Tilia platyphyllos</i>)	gering	hoch	hoch	gering	gering	hoch	mittel	sehr hoch	mittel	gering
Spanische Tanne (<i>Abies pinsapo</i>)	hoch	hoch	gering	gering	hoch	hoch	mittel	gering	hoch	sehr hoch
Spitz-Ahorn (<i>Acer platanoides</i>)	sehr gering	gering	mittel	mittel	gering	sehr gering	mittel	sehr hoch	sehr gering	mittel
Stechpalm (<i>Ilex aquifolium</i>)	gering	mittel	gering	mittel	gering	gering	mittel	sehr hoch	sehr gering	hoch
Stech-Wacholder (<i>Juniperus oxycedrus</i>)	sehr gering	sehr gering	hoch	gering	hoch	hoch	hoch	gering	gering	gering
Stein-Eiche (<i>Quercus ilex</i>)	sehr gering	sehr gering	mittel	gering	gering	gering	mittel	gering	sehr hoch	mittel
Steinlinde (<i>Phillyrea latifolia</i>)	sehr gering	sehr gering	hoch	gering	gering	gering	hoch	gering	hoch	gering
Stiel-Eiche (<i>Quercus robur robur</i>)	sehr gering	sehr gering	gering	mittel	mittel	sehr gering	gering	sehr hoch	sehr gering	hoch
Trauben-Eiche (<i>Quercus petraea petraea</i>)	sehr gering	mittel	hoch	mittel	gering	gering	mittel	sehr hoch	sehr gering	mittel
Ungar-Eiche (<i>Quercus frainetto</i>)	sehr gering	sehr gering	gering	gering	hoch	hoch	mittel	hoch	hoch	hoch
Walnuss (<i>Juglans regia</i>)	sehr gering	sehr gering	gering	mittel	gering	gering	hoch	sehr hoch	mittel	hoch
Weihrauch-Wacholder (<i>Juniperus thurifera</i>)	sehr gering	gering	hoch	gering	hoch	hoch	hoch	gering	sehr hoch	gering
Winter-Linde (<i>Tilia cordata</i>)	sehr gering	gering	mittel	gering	gering	hoch	gering	sehr hoch	gering	mittel
Weiß-Tanne (<i>Abies alba</i>)	sehr gering	mittel	gering	mittel	hoch	hoch	hoch	sehr hoch	sehr hoch	sehr hoch
Zenn-Eiche (<i>Quercus faginea</i>)	mittel	mittel	mittel	gering	gering	gering	mittel	gering	sehr hoch	mittel
Zerr-Eiche (<i>Quercus cerris</i>)	sehr gering	sehr gering	gering	gering	mittel	mittel	mittel	hoch	hoch	hoch
Zirbel-Kiefer (<i>Pinus cembra</i>)	sehr gering	hoch	sehr gering	mittel	hoch	hoch	sehr gering	hoch	gering	sehr hoch
Kork-Eiche (<i>Quercus suber</i>)	sehr gering	gering	hoch	gering	mittel	mittel	hoch	sehr gering	sehr hoch	gering
Mazedonische Eiche (<i>Quercus trojana</i>)	sehr gering	gering	hoch	gering	mittel	mittel	hoch	sehr gering	mittel	gering
Libanon-Zeder (<i>Cedrus libani</i>)	sehr gering	sehr gering	hoch	gering	hoch	hoch	hoch	sehr gering	sehr hoch	gering
Douglasie (<i>Pseudotsuga menziesii</i>)	mittel	hoch	gering	gering	hoch	hoch	sehr gering	sehr gering	gering	hoch
Rot-Eiche (<i>Quercus rubra</i>)	sehr gering	mittel	hoch	gering	mittel	sehr gering	sehr gering	sehr gering	hoch	gering
Robinie (<i>Robinia pseudoacacia</i>)	sehr gering	sehr gering	hoch	sehr hoch	gering	sehr gering	gering	sehr gering	hoch	hoch

Folgende Überlegungen liegen diesen Kriterien zugrunde:

4.1.2.1 Empfindlichkeit von Baumarten gegenüber Trockenheit

Der Transport von Wasser über die Wurzeln in die Blätter wird zum einen durch Kapillarkräfte befördert, zum anderen verstärkt durch den Unterdruck, der durch die Verdunstung von Wasser über die Spaltöffnungen der Blätter bzw. Nadeln entsteht. Bei hohen Temperaturen (ca. ab 26 °C) werden die Spaltöffnungen geschlossen, um eine übermäßige Verdunstung zu vermeiden. Die Photosynthese wird eingestellt, die Nährstoffaufnahme unterbrochen. Hält die hohe Temperatur über längere Zeiträume an, erschläft der Schließmechanismus und die Spaltöffnungen können nicht mehr geschlossen gehalten werden. Sinkt der Wassergehalt in der durchwurzelter Bodenzone unter den permanenten Welkepunkt, reißt der Wasserstrom in die Blätter ab. Gleichzeitig wird aber weiterhin noch vorhandenes Wasser aus den Blättern verdunstet, bis die Blätter vertrocknen. Mehrere Baumarten haben verdunstungshemmende Blattoberflächen ausgebildet (Behaarung, Wachsschicht aus Tanninen u. a.). Die Eichenarten haben außerdem einen besonders hohen Anteil an Gerbstoffen (kondensierte Tannine).

Einige Arten wurzeln besonders tief (Eichen-, Kiefernarten), um auch Wasserressourcen in tieferen Bodenschichten nutzen zu können. Allerdings zeigt die Erfahrung nach extremen Dürrejahre, dass rasch starke Trockenschäden auftreten, wenn die Wasseraufnahme aus den tiefen Schichten nicht mehr möglich ist, sobald auch diese Schichten ausgetrocknet sind. Reißt die Wassersäule in den Leitgefäßen bei langanhaltendem Wassermangel im Boden einmal ab, führt dies irreversibel zum Verdorren der Pflanze.

Die Verdunstungsrate hängt aber auch von der relativen Luftfeuchtigkeit in der Lufthülle um das Blatt-/Nadelwerk des Baumes ab. Je niedriger die relative Luftfeuchtigkeit, desto größer die Verdunstungsrate aus den Blättern/Nadeln. Prinzipiell ist die relative Luftfeuchtigkeit im Jahresdurchschnitt in den subatlantischen Regionen höher als in den subkontinentalen Regionen. So können z. B. Fichten, Rotbuchen und Traubeneichen, die überwiegend in subatlantischen Klimazonen West- und Nordeuropas beheimatet sind (OBERDORFER 2001), zwar auch auf sehr trockenen Böden existieren, ihre Vitalität und Resilienz nimmt aber in lufttrockenen (subkontinentalen) Gebieten oder bei anhaltend niedrigen Luftfeuchtegehalten sehr schnell ab, bis hin zum Absterben. Kiefern, Stieleichen und Sandbirken sind als typische Baumarten der subkontinentalen und kontinentalen Klimazonen Ost- und Südosteuropas (OBERDORFER 2001) besser an Lufttrockenheit angepasst.

Die Empfindlichkeit von Bäumen hängt demnach von der physiologischen Beschaffenheit der Blätter und Nadeln im Hinblick auf deren Ausstattung zum Schutz vor übermäßiger Verdunstung (Blattgröße, Wachsschichtdicke, Mechanismen zur Schließung der Spaltöffnungen), in Abhängigkeit von ihrer evolutionären Anpassung an die Klimaklasse, in der sie überwiegend heimisch sind, und von ihrer Haupt-Wurzellänge ab.

In Anlehnung an HLNUG (2024) und ROLOFF et GRUNDMANN (2008), ergänzt durch entsprechende Daten aus der BERN-Datenbank (SCHLUTOW et al. 2024), wird die Einschätzung der Empfindlichkeit der in Deutschland aktuell oder zukünftig

relevanten Baumarten gegenüber Boden-Trockenheit durchgeführt (Tab. 12).

4.1.2.2 Empfindlichkeit von Baumarten gegenüber Schaderregern

Trockenstress begünstigt generell das Auftreten von Kalamitäten, insbesondere die Schadenserheblichkeit bei Insektenbefall. Gleichzeitig sind unterschiedliche Baumarten auch unterschiedlich anfällig gegenüber Pilz-, Bakterien- oder Vireninfektionen. Die Empfindlichkeit gegenüber heimischen Schaderregern wird nach SCHMIDT et al. (2011) bewertet (Tab. 12). Zu den bekannten einheimischen Schädlingen kommen in jüngster Zeit immer häufiger Schadinsekten aus Südeuropa nach Deutschland, die sich aufgrund der Klimaerwärmung und milderer Winter hier ausbreiten. Diese Entwicklung ist derzeit noch nicht abschätzbar. Es muss jedoch mit einem großen Schadpotential gerechnet werden, da einerseits die befallenen Baumarten keine Abwehrmechanismen entwickelt haben und andererseits die typischen Prädatoren der eingewanderten Insekten noch nicht nachgezogen sind.

4.1.2.3 Empfindlichkeit von Baumarten gegenüber Waldbrand

Sowohl Luft- als auch Bodentrockenheit sind naturgemäß die Hauptursachen für Waldbrände. Aber auch hinsichtlich der Baumarten gibt es spezifische Prädispositionen. Durch Waldbrand gefährdet sind insbesondere Nadelgehölze, verstärkt in Reinkulturen (Tab. 12).

4.1.2.4 Empfindlichkeit von Baumarten gegenüber Wechselfeuchte und Staunässe

Regional ist mit zunehmender Starkregenhäufigkeit und zunehmender Starkregenintensität zu rechnen, die insbesondere nach längeren Trockenperioden oder auf zuvor entwässerten Böden zu zeitweiligen Überstauungen oder Vernässungen des Bodens führen können.

Baumarten sind mehr oder weniger an hohe oder niedrige Wassergehalte, verbunden gleichzeitig mit hohem oder geringem Luftanteil im Durchwurzelungsraum, angepasst. Neben den Spezialisten für nasse Böden (Weiden, Erlen, Moorbirke) gibt es eine Reihe von Baumarten mit einer sehr breiten ökologischen Nische hinsichtlich der Bodenfeuchte und Luftknappheit, die sowohl in (sehr) trockenen Böden, als auch in sehr feuchten bis nassen Böden (Stieleiche, Waldkiefer, Sandbirke) und sogar an wechselfeuchten (Hainbuchen, Ulmenarten) und/oder gelegentlich überfluteten Standorten (Gemeine Esche) eine gute Existenzmöglichkeit haben (vgl. Tab. 12). Die Bewertung der Baumarten gegenüber Wechselfeuchte und Staunässe erfolgte nach SCHLUTOW (2022) und FVA (2021).

4.1.2.5 Empfindlichkeit von Baumarten gegenüber Luftschadstoffen

Schäden an Gehölzen können insbesondere auch durch versauernde und/oder eutrophierende Luftschadstoffeinträge verursacht werden, deren Wirkungen sich im Zuge des Klimawandels verändern (SCHLUTOW et al. 2010). Versauernde Schwefeleinträge haben in den letzten Jahrzehnten dermaßen abgenommen, dass sie derzeit keine relevante Rolle mehr spielen (SCHAAP et al. 2017, KRANENBURG et al.

2024). Da Stickstoffeinträge gleichzeitig eutrophierend und versauernd wirken, ist die Empfindlichkeit der Pflanzenarten gleichgerichtet. Laubgehölze sind grundsätzlich weniger empfindlich gegenüber eutrophierten und versauerten Böden als Nadelgehölze (SCHLUTOW et SCHEUSCHNER 2023). Eutrophierend wirken jedoch nicht nur die N-Einträge in den Boden, sondern auch Einträge nitroser Gase und Stäube direkt auf und in die Blätter bzw. Nadeln von Bäumen. Die Bewertung der Empfindlichkeit hierzu erfolgte nach DÄSSLER (1991) und SMIDT (2013). Da die Empfindlichkeit der Baumarten sowohl gegenüber direkten als auch gegenüber indirekten Einträgen gleichgerichtet ist, gibt Tab. 12 eine kombinierte Bewertung wieder.

4.1.2.6 Empfindlichkeit von Baumarten gegenüber Spätfrost

Die Spätfrostgefährdung nimmt zu, da der Austrieb bei einigen Baumarten aufgrund vorzeitig eintretender Frühlingstemperaturen vorverlegt wird, so dass es dann bei einem späteren Frosteinbruch zu Schäden an den kälteempfindlichen Jungtrieben und -blättern kommen kann.

Während Pionierbaumarten und hochmontane Arten wenig empfindlich sind, reagieren Baumarten aus mediterranen oder aus (sub)atlantischen Klimazonen empfindlicher auf Spätfröste (Tab. 12). Die Einschätzung der Empfindlichkeit gegenüber Spätfrost wurde nach DIMPKE (2015), HLNUG (2024), LWF (2019) und FVA (2021) durchgeführt.

Einen entscheidenden Einfluss auf die Winterhärte und insbesondere auf die Spätfrostgefährdung hat auch die Herkunft des Genmaterials. Baumarten aus Ost- und Südosteuropa (Ungarn-Eiche, Zerr-Eiche) sind an (sub-)kontinentale Klimabedingungen mit großer Temperaturamplitude angepasst und sind daher frosthärter als (sub-)atlantisch geprägte Baumarten. Allerdings zeigen auch ursprünglich aus (sub-)atlantischen Gebieten stammende Baumarten (Flaumeiche, Dalechamps-Eiche), die aber nördlich der Alpen vermehrt wurden, eine deutlich bessere Frosthärte als Herkünfte südlich der Alpen.

4.1.2.7 Bedeutung der Baumarten für die Biodiversität in Deutschland

Wälder aus Baumarten, die seit Jahrtausenden im Gebiet Deutschlands heimisch sind, haben die höchstmöglichen Lebensraumpotenziale für die meisten Tier- und Pflanzenarten (außer Neobiota) (SCHLUTOW et SCHRÖDER 2024b), da die heimischen Arten an die bis zum Mittelalter fast flächendeckend vorhandenen Klimax-Wälder evolutionär besonders gut angepasst sind.

Wälder mit Baumarten, die im Zuge des Klimawandels nach Deutschland selbständig einwandern könnten (z. B. aus den Gebieten südlich von Deutschland) und deren Baumarten bereits in Deutschland stellenweise anzutreffen sind, könnten damit einhergehend ihre typische Biozönose nachziehen und damit ihre typische Biodiversität wieder herstellen.

Wälder aus Baumarten, deren natürliches Verbreitungsgebiet von Deutschland abgeschnitten ist (aus Nordamerika, Nordafrika oder Asien) haben dagegen nur ein sehr geringes Lebensraumpotential für in Deutschland heimische Arten (TSCHOPP et al. 2012). Ihre eigenen typischen vergesellschafteten Biozönosen können schwerlich nach Deutschland

einwandern. Werden aber einzelne Schadinsekten, Viren oder -pilze eingeschleppt, kommt es zu Katastrophen für die außereuropäische Gehölzart, da die Prädatoren der Schad-erreger noch nicht nach Deutschland nachgezogen sind, so dass sich die Schaderreger ungebremsst vermehren und ausbreiten können (z. B. Roßkastanien-Miniermotte, Eichenprozessionsspinner, Buchsbaumzünzler usw.).

Die Bewertung der Bedeutung von Baumarten in ihren Waldgesellschaften ist aus SCHLUTOW et SCHRÖDER (2024b) übernommen worden.

4.1.2.8 Mindestbedarf an Strahlungsenergie (PAR-Strahlung)

Das Gebiet mit der höchsten durchschnittlichen PAR-Strahlung in der Vegetationszeit ist das Mittelrhein-, Mosel- und Nahegebiet jeweils an den südlich und südwestlich exponierten Hängen. Hier treffen günstige Parameterwerte wie relativ hohe Latitude, Sonnhang und relativ lange Vegetationszeit zusammen. So zeigt hier die in Deutschland einheimische Waldgesellschaft mit dem höchsten Strahlungsbedarf, der Felsenahorn-Traubeneichenwald (*Aceri monspesulani-Quercetum petraeae* Oberd. 1957) eine durchschnittliche Strahlungsenergie in der Vegetationszeit ($\geq 10^\circ\text{C}$ Tagesmitteltemperatur) von 582 bis 705 kWh m⁻² an.

Die Hauptbaumarten der möglicherweise zukünftig relevanten Waldgesellschaften wurden in Tab. 12 demnach hinsichtlich ihres Strahlungsenergiebedarfes anhand des folgenden Klassifizierungsrahmens bewertet:

Mindestbedarf an Strahlungsenergie [kWh m ⁻² in der Vegetationszeit]	Bewertung
100-200	sehr gering
200-300	gering
300-400	mittel
400-500	hoch
>500	sehr hoch

Das Potsdamer Institut für Klimafolgenforschung (PIK 2025) prognostiziert mit dem RCP8.5-Szenarium für die Mitte des 21. Jahrhunderts und weiter bis 2100 deutschlandweit in allen Regionen eine abnehmende Globalstrahlung. Trotz steigender Vegetationszeitlänge wird sich die PAR-Strahlung deshalb vermutlich nicht erhöhen. Geht man also davon aus, dass in Deutschland mittel- und längerfristig nicht mit einer Erhöhung der PAR-Strahlung zu rechnen ist, so sind die Baumarten, die in Tab. 12 mit „sehr hoch“ bewertet wurden, in Deutschland nur eingeschränkt produktiv. Es muss bei einem Anbau von Baumarten aus Verbreitungsgebieten mit durchschnittlich deutlich höherer Strahlungsenergie in der Vegetationszeit mit Wuchsleistungseinbußen gerechnet werden. Waldgesellschaften, deren Hauptbaumarten hinsichtlich ihrer Lichtbedürfnisse mit „sehr hoch“ bewertet wurden, sollten vorrangig an südgünstigen Hängen etabliert werden.

4.1.2.9 Retentionsvermögen der Baumarten

Neben der Bodenstruktur hat auch die Vegetationsstruktur einen entscheidenden Einfluss auf das Wasserspeichervermögen von Standorten in Hochwassergefährdungsgebieten bzw. in überstauungsgefährdeten abflusslosen Senken und Mulden. Bäume können in artspezifisch unterschiedlichem Maße dazu beitragen, Hochwasserspitzen aufzufangen und deren Auswirkungen abzumildern (SCHLUTOW 2022).

Wälder können durch ihr Kronendach den Boden besser vor Niederschlägen abschirmen als Freiland. Ein Teil des Regens verdunstet direkt von den Blattoberflächen in der Krone und erreicht den Boden nicht (Interzeption). Der Waldboden ist daher meist weniger wassergesättigt und kann mehr Wasser aufnehmen als Wiesen und Ackerland. Im Sommer ist die Interzeption bei Laubbäumen höher als bei Nadelbäumen, im Winter ist es naturgemäß umgekehrt. In der Jahressumme übersteigt die Interzeptionsrate der Nadelbaumarten die der Laubbaumarten (ZIMMERMANN et al. 2008). Die Interzeption verliert aber mit zunehmender Regenmenge an Bedeutung.

Gleichzeitig wird die Wasserspeicherkapazität in Wäldern aber überwiegend durch die Wurzeldichte und Wurzellänge bestimmt. Wurzeln sind offensichtlich in Böden der wichtigste Faktor bei der Bildung von Hohlräumen, die Niederschlagswasser aufnehmen und speichern können (LANGE et al. 2012) bzw. über starke Pfahlwurzelgänge in tiefere Bodenschichten ableiten. Wälder schirmen den Boden also nicht nur durch das Kronendach vor Niederschlag ab, sondern erhöhen die Hochwasserschutzwirkung auch durch ein effizientes Porensystem im Boden, das maßgeblich auf die Durchwurzelungsintensität zurückzuführen ist. Eine deutliche Erhöhung des bodenspezifischen Wasserspeichervermögens bewirken demnach Tief- und Herzwurzler (Kiefern- und Eichenarten, Hainbuche, Lärche, Douglasie, Pappel-, Birken- und Lindenarten). Insbesondere die Tiefwurzler mit Pfahlwurzeln (Kiefern- und Eichenarten) tragen zur Drainage von Wasser in tiefere Schichten bei.

Als Retentionsflächen für Hochwasserereignisse bzw. für die Zwischenspeicherung von Starkregen fungieren Wälder jedoch nur, wenn der Baumbestand gegenüber einer zeitweiligen Vernässung tolerant ist. Demnach sind Baumarten mit geringer Empfindlichkeit (vgl. Tab. 12) gegenüber Wechselfeuchte und Vernässung (Stieleiche, Hainbuche, Esche, Ulmenarten, tlw. Kiefer) für die Retention von Wasser in der Landschaft besonders geeignet, da eine Vernässung hier kaum wirtschaftliche Schäden verursacht, sondern im Gegenteil wirtschaftliche Schäden andernorts durch Rückhalt des Niederschlages verringert werden.

Die Retentionsfunktion von Baumarten wurde nach ZIMMERMANN et al. (2008) in Verbindung mit KÖSTLER (1968) bewertet.

4.2 Charakterisierung der Baumarteneignung in Deutschland

Der Grad der klimabedingten Existenzmöglichkeit der aktuell und künftig typischen Baumarten Deutschlands ergibt sich aus der Matrix der Zugehörigkeitsgrade der klimaökologischen Nische der Baumarten zu den Klimaklassen in Deutschland (Tab. 13).

Des Weiteren wurden die Existenzmöglichkeitsgrade der

Baumarten in den Trophie- und Wasserhaushaltsstufen eingeschätzt (Tab. 14). Außerdem wird die Frosthärte angegeben, unterhalb derer die Baumart i. d. R. an ihrem natürlichen Standort nicht überleben könnte.

Für die Einschätzung der mehrfaktoriellen Existenzmöglichkeitsgrade der Baumarten können die Möglichkeitsgrade der Baumarten in den Klimaklassen mit den Möglichkeitsgraden in den Standortformen verglichen werden. Das jeweilige Minimum bestimmt den mehrfaktoriellen Existenzmöglichkeitsgrad der Art gemäß dem Minimum-Gesetz von LIEBIG (1855).

Die Existenzmöglichkeitsgrade der Baumarten von 0 bis 1 bedeuten 0 bis 100% Anbaueignung, d. h. es ist mit sehr niedriger bis sehr hoher Vitalität des Bestandes, mit sehr niedrigem bis sehr hohem Holz-Ertrag in der Standortsform und mit sehr geringer bis sehr hoher Resilienz gegenüber Schadeinflüssen zu rechnen.

Je niedriger die Existenzmöglichkeit, desto niedriger auch die Konkurrenzstärke innerhalb der arteigenen Potenzspanne. Deshalb sind in den Empfehlungen für eine standortgerechte Baumartenzusammensetzung (Kap. 4.4) Baumarten mit einer Existenzmöglichkeit unter 1 lediglich als Misch- oder Nebenbaumarten in den Ökogrammen aufgelistet.

Tab. 13: Grad der klimabedingten Existenzmöglichkeit der aktuell und künftig typischen Baumarten Deutschlands.

Tab. 13: Degree of climate-dependent possibility of existence of Germany's current and future typical tree species.

[illegible]

50 *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz 23 (2025)*

[illegible]

Tab. 14: Grad der edaphisch bedingten Existenzmöglichkeit der aktuell und künftig typischen Baumarten Deutschlands sowie ihre Frosthärte.

Tab. 14: Degree of edaphically induced possibility of existence of Germany's current and future typical tree species and their frost hardness.

potenzieller Existenzmöglichkeits- grad der Baumarten (0...1)	in den Trophiestufen						in den Wasserhaushaltsstufen										
	dystroph	oligotroph	oligo-mesotroph	mesotroph	mesotroph-eutroph	eutroph	bodentrocken	mäßig bodentrocken	mäßig bodenfrisch	bodenfrisch	sehr bodenfrisch	schwach staunass/wechselfeucht, GWFA sehr tief	mittel staunass/wechselfeucht, GWFA tief	sehr stark staunass/wechselfeucht, GWFA mittel	äußerst staunass, GWFA flach	Frosthärte [°C]	
	d	o	om	m	mo	e	T1	T2	T3	T4, S0	T5, S1	S2, G2	S3, S4, G3	S5, G4	S6, G5, G6		
Aleppo-Kiefer (<i>Pinus halepensis</i>)	0	0	0,1	0,3	0,8	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	-12	
Aspe (<i>Populus tremula</i>)	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	-36	
Berg-Ahorn (<i>Acer pseudoplatanus</i>)	0	0	0,5	1	1	1	0	0,5	0,7	1	1	1	0	0	0	-24	
Berg-Kiefer (<i>Pinus mugo</i>)	0	1	1	1	1	1	0,5	1	1	1	1	1	1	0	0	-40	
Berg-Ulme (<i>Ulmus glabra</i>)	0	0	0,3	0,6	1	1	0	0,8	0,9	1	1	1	0	0	0	-24	
Bruch-Weide (<i>Salix fragilis</i>)	0	1	1	1	1	1	0	0	0	0,2	0,4	0,5	1	1	1	-32	
Dalechamps-Traubeneiche (<i>Quercus petraea dalechampii</i>)	0	1	1	1	1	1	0,9	1	1	0,5	0,3	0	0	0	0	-18	
Esskastanie (<i>Castanea sativa</i>)	0	1	1	1	0,3	0	0,5	1	1	0,9	0,8	0	0	0	0	-20	
Europäische Lärche (<i>Larix decidua</i>)	0	1	1	1	1	1	0,5	1	1	0,5	0,3	0	0	0	0	-34	
Feld-Ahorn (<i>Acer campestre</i>)	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	-22	
Feld-Ulme (<i>Ulmus campestre</i> = <i>U. minor</i>)	0	0	0,2	0,5	1	1	0	0,8	0,9	1	1	1	0	0	0	-20	
Felsen-Ahorn (<i>Acer monspessulanum</i>)	0	0	0	0	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	-20	
Fichte (<i>Picea abies</i>)	0,1	0,5	1	1	1	0,5	0,3	0,6	1	1	1	1	1	0,6	0,3	-28	
Flaum-Eiche (<i>Quercus pubescens</i>)	0	0	0,5	0,8	1	1	1	1	1	0,9	0,8	0	0	0	0	-18	
Gemeine Birke (<i>Betula pendula</i>)	0,6	1	1	1	0,2	0	1	1	1	1	1	1	1	1	0	-38	
Gem. Esche (<i>Fraxinus excelsior</i>)	0	0	0,1	0,5	1	1	0,5	1	1	1	1	1	1	1	1	-30	
Gemeine Kiefer (<i>Pinus sylvestris</i>)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	-36	
Grün-Erle (<i>Alnus viridis</i>)	0	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0,2	1	1	1	1	-30	
Hainbuche (<i>Carpinus betulus</i>)	0	0	0,8	1	1	1	0,5	1	1	1	1	1	0,6	0	0	-20	
Hopfenbuche (<i>Ostrya carpinifolia</i>)	0	0	0,8	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	-20	
Kermes-Eiche (<i>Quercus coccifera</i>)	0	0	0	0	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	-8	
Krim-Buche (<i>Fagus moesiaca</i>)	0	1	1	1	1	0,8	1	1	1	1	0,6	0	0	0	0	-20	
Manna-Esche (<i>Fraxinus ornus</i>)	0	0	0	0,5	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	-20	
Mittelmeer-Kiefer (<i>Pinus pinea</i>)	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0,7	0	0	0	-20	
Moor-Birke (<i>Betula pubescens</i>)	0	1	1	1	0,7	0	0	0	0	0	0,5	1	1	1	0,7	-36	
Orient-Hainbuche (<i>Carpinus orientalis</i>)	0	0	0,6	1	1	0,8	0,6	1	1	1	1	0	0	0	0	-17	
Ohr-Weide (<i>Salix aurita</i>)	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0,4	1	1	-32	
Orient-Buche (<i>Fagus orientalis</i>)	0	0	0	0	1	1	0,8	1	1	1	0,6	0	0	0	0	-20	
Orient-Platane (<i>Platanus orientalis</i>)	0	0	0	0,3	1	1	0	0	0	0,2	0,6	1	1	0,8	0	(-17)	
Pedunculifolia-Stieleiche (<i>Quercus robur pedunculiflora</i>)	0	0,8	0,8	1	1	1	1	1	1	0,9	0,8	0	0	0	0	-18	
Purpur-Weide (<i>Salix purpurea</i>)	0	1	1	1	1	1	0,2	0,2	0,2	0,2	0,8	0,8	1	1	0,8	-32	
Pyrenäen-Eiche (<i>Quercus pyrenaica</i>)	0	0	0,8	1	1	1	1	1	1	1	1	0,8	0	0	0	-18	
Quirl-Esche (<i>Fraxinus oxycarpa</i>)	0	0	0	0,2	1	1	1	1	1	0,8	0	0	0	0	0	-20	
Rotbuche (<i>Fagus sylvatica</i>)	0	1	1	1	1	1	0	0,8	0,9	1	1	1	0,6	0	0	-24	

potenzieller Existenzmöglichkeits- grad der Baumarten (0...1)	in den Trophiestufen						in den Wasserhaushaltsstufen									
	dystroph	oligotroph	oligo-mesotroph	mesotroph	mesotroph-eutroph	eutroph	bodentrocken	mäßig bodentrocken	mäßig bodenfrisch	bodenfrisch	sehr bodenfrisch	schwach staunass/wechselfeucht, GWFA sehr tief	mittel staunass/wechselfeucht, GWFA tief	sehr stark staunass/wechsellnass, GWFA mittel	äußerst staunass, GWFA flach	Frosthärte [°C]
	d	o	om	m	mo	e	T1	T2	T3	T4, S0	T5, S1	S2, G2	S3, S4, G3	S5, G4	S6, G5, G6	
Rundblatt-Eiche (<i>Quercus rotundifolia</i>)	0	0	0	0	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	-16
Schmalblatt-Esche (<i>Fraxinus angustifolia</i>)	0	0	0	0	0,8	1	0	0,4	0,8	1	1	1	1	0	0	-20
Schwarz-Erle (<i>Alnus glutinosa</i>)	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0,3	0,6	0,8	1	1	1	-28
Schwarz-Pappel (<i>Populus nigra</i>)	0	0	0,9	1	1	1	0	0	0,5	1	1	1	1	1	0,4	-23
Schwarz-Kiefer (<i>Pinus nigra nigra</i>)	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	-30
See-Kiefer (<i>Pinus pinaster</i>)	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	0,4	0	0	0	-12
Silber-Erle (<i>Alnus incana</i>)	0	0	0	0,5	1	1	0	0	0	0,3	0,5	1	1	1	1	-30
Silber-Linde (<i>Tilia argentea</i> = <i>T. tomentosa</i>)	0	0	0,7	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	-23
Silber-Weide (<i>Salix alba</i>)	0	1	1	1	1	1	0	0	0	0,2	0,4	0,5	1	1	1	-32
Silber-Pappel (<i>Populus alba</i>)	0	0	0	0,2	1	1	0	0	0	0,2	0,4	0,5	1	1	1	-32
Sommer-Linde (<i>Tilia platyphyllos</i>)	0	0	0,3	0,6	1	1	0,2	0,8	1	0,8	0,7	0	0	0	0	-28
Spanische Tanne (<i>Abies pinsapo</i>)	0	0	0	0	0	1	0	0,8	1	1	1	0	0	0	0	-18
Spitz-Ahorn (<i>Acer platanoides</i>)	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	-32
Stechpalme (<i>Ilex aquifolium</i>)	0	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1	0,6	0	0	0	-20
Stech-Wacholder (<i>Juniperus oxycedrus</i>)	0	0	0	0	1	1	1	1	0,6	0	0	0	0	0	0	-8
Stein-Eiche (<i>Quercus ilex</i>)	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	0,5	0	0	0	0	-16
Steinlinde (<i>Phillyrea latifolia</i>)	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	-9
Stiel-Eiche (<i>Quercus robur robur</i>)	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	-26
Trauben-Eiche (<i>Quercus petraea petraea</i>)	0	1	1	1	1	1	0,9	1	1	0,9	0,8	0	0	0	0	-26
Ungar-Eiche (<i>Quercus frainetto</i>)	0	0	0,5	1	1	1	1	1	1	1	0,8	0	0	0	0	-20
Walnuss (<i>Juglans regia</i>)	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	-23
Weihrauch-Wacholder (<i>Juniperus thurifera</i>)	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	-12
Winter-Linde (<i>Tilia cordata</i>)	0	0	0,5	1	1	1	0,8	1	1	1	1	0,8	0	0	0	-28
Weiß-Tanne (<i>Abies alba</i>)	0	1	1	1	1	1	0,5	1	1	1	1	1	1	0	0	-26
Zenn-Eiche (<i>Quercus faginea</i>)	0	0	0	0	1	1	0	0,5	1	1	1	0	0	0	0	-18
Zerr-Eiche (<i>Quercus cerris</i>)	0	1	1	1	1	1	1	1	1	0,9	0,8	0	0	0	0	-16
Zirbel-Kiefer (<i>Pinus cembra</i>)	0	1	1	1	0,4	0	1	1	1	1	1	1	1	1	0	-28
Kork-Eiche (<i>Quercus suber</i>)	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	-7
Mazedonische Eiche (<i>Quercus trojana</i>)	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	-8
Libanon-Zeder (<i>Cedrus libani</i>)	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	-35
Douglasie (<i>Pseudotsuga menziesii</i>)	0	0	1	1	1	0	1	1	1	1	0	0	0	0	0	-23
Roteiche (<i>Quercus rubra</i>)	0	0	0,4	1	1	1	0,6	1	1	1	1	0	0	0	0	-23

4.3 Regionale Verteilung der Leitwaldgesellschaften in Deutschland

Die Regionalisierung der Leitwaldgesellschaften in Deutschland (Abb. 7 und Abb. 8) basiert auf den Bodenübersichtskarten 1:200.000 (BGR 2024), kombiniert mit den regionalisierten Klimaklassen (REKIS 2023).

Während Rotbuchengesellschaften bereits in der Periode 1991–2020 in Süd-Mecklenburg, Brandenburg, Sachsen-Anhalt (außer Harz), Nord-Sachsen, Nord-Thüringen und in der Oberrheinebene keine ausreichenden Existenzmöglichkeiten aufgrund des bereits fortgeschrittenen Klimawandels mehr haben, sind sie in West- und Süd-Deutschland noch die dominierenden Leitwaldgesellschaften im Flach- und Hügelland. Bis 2080 werden sie sich nach heutigem Kenntnisstand auch dort auf die höheren Lagen der Mittelgebirge zurückziehen, wo aktuell noch Rotbuchen-Tannen- und Tannen-Fichten-Leitwaldgesellschaften existieren könnten. Fichten-Gesellschaften werden 2080 nur noch in alpinen Regionen vital vorkommen können. Rotbuchenwälder werden in den planaren und collinen Regionen von verschiedenen Eichen-Leitwaldgesellschaften aus Regionen südlich von Deutschland abgelöst, so z. B. auf den nährstoffärmeren und mittleren Böden von Ungarn-Eichen- und Zerr-Eichen-Leitwaldgesellschaften, auf den reicheren Böden meist von Flaum-Eichen-Leitwäldern.

Im Norden von Niedersachsen werden die aktuell noch

Eichen-Hainbuchenwälder ermöglichenden Klimabedingungen sich zugunsten atlantisch-mitteleuropäischer Stiel- und Trauben- oder Ungarn-Eichenwälder wandeln.

Die Rheinebene wird besonders vom Klimawandel betroffen sein. So werden in der Oberrheinebene 2080 bereits Silber-Pappel- und Orient-Platanen-Leitwälder, an den Hängen Silber-Linden-, Aleppo-Kiefern-, See-Kiefern- oder Spanisch-Tannen-Wälder existieren können. Im Ruhrgebiet und der Kölner Bucht werden Zenn-Eichen- und Pyrenäen-Eichen-Wälder wachsen können.

4.4 Empfehlungen für eine standortgerechte Baumartenzusammensetzung und Waldstruktur

Die Struktur der Leitwaldgesellschaften hinsichtlich der Haupt-, Misch- und Nebenbaumarten, ggf. auch der strukturell relevanten Sträucher, kann den Steckbriefen entnommen werden (Anhang 1).

Aus dem Existenzmöglichkeitsgrad einer Leitwaldgesellschaft innerhalb der Klima-/Standortsformen ergibt sich die Anbausicherheit ihrer hochsteten Baumarten. In den Leitwaldgesellschaften treten die Haupt-, Misch- und Nebenbaumarten in einem nachhaltig stabilen Konkurrenzgleichgewicht zueinander und zu den weiteren Tier- und Pflanzenarten der gesamten Biozönose auf, da die Gesellschaft das Ergebnis evolutionärer Anpassung darstellt. In der

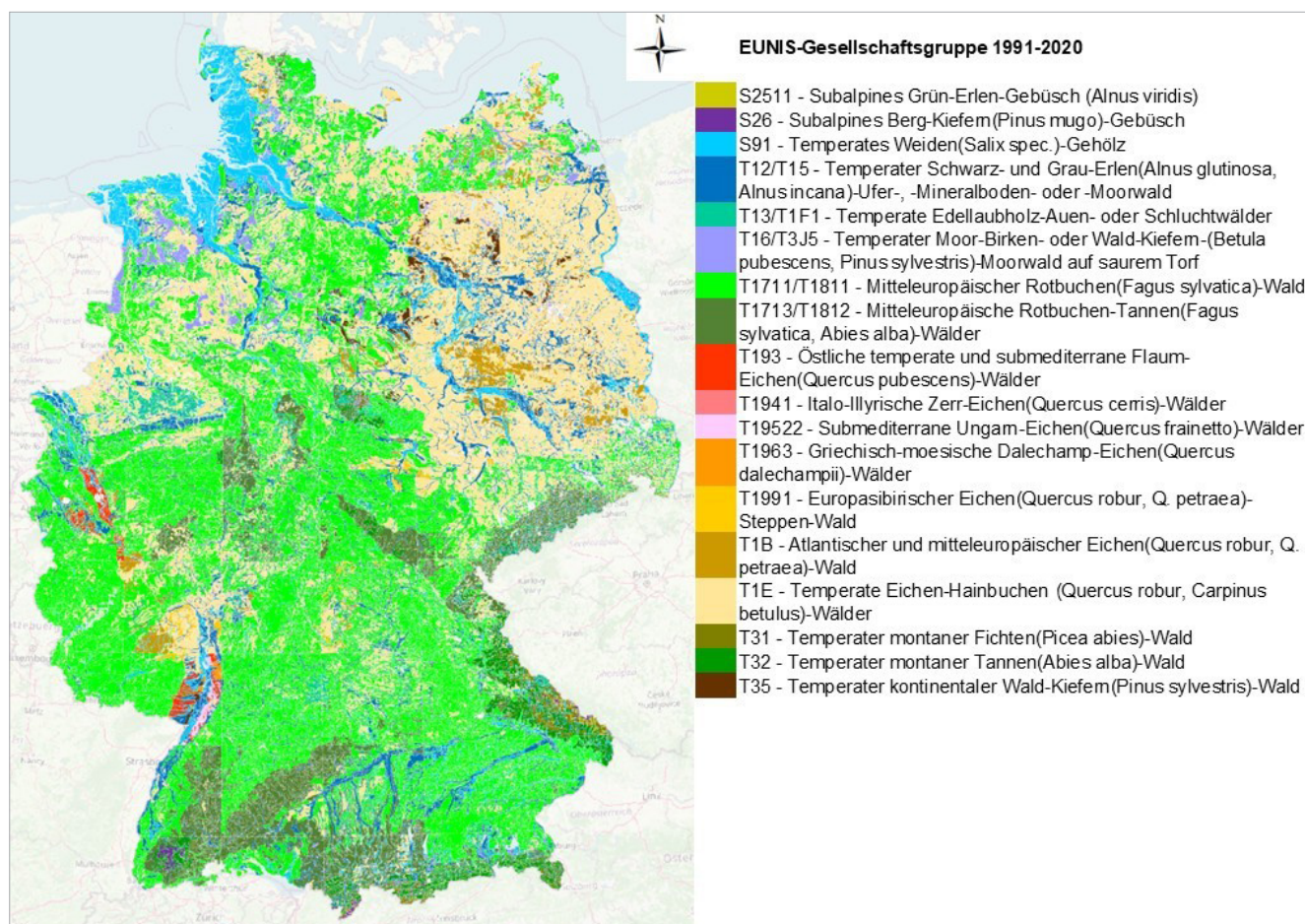


Abb. 7: Regionale Verteilung der Leitwaldgesellschaften für den Zeitraum 1991 bis 2020.

Fig. 7: Regional distribution of the target forest types for the period 1991 to 2020.

Leitwaldgesellschaft ist die ökologische Funktionsfähigkeit der Selbstregulierung und Selbstregenerierung optimal ausgeprägt. Diese Funktionalität bewirkt u. a. die bestmögliche Resistenz gegenüber Störungen und die höchstmögliche Resilienz als Voraussetzung für eine Wiedergesundung nach Katastrophen. Die Wahrscheinlichkeit, dass die geeigneten biogenen Partner zur Schädlingsbekämpfung, zur Symbiose, für die geschützte Jugendentwicklung im Bestandsverbund usw. vorhanden sind, ist in der naturidentischen Leitwaldgesellschaft am größten. Das heißt, die Anbausicherheit ist mit der relativen Funktionsfähigkeit, somit mit dem Möglichkeitsgrad der Leitwaldgesellschaft korreliert.

Wie in Kap. 3.1.3 dargestellt, entwickeln sich die Klimaparameter in Teilen Deutschlands zu Klimaklassen, die es derzeit in Deutschland 1991–2020 noch nicht gab. Die prognostizierten Klimaparameter entsprechen dort den submediterranen und mediterranen Klimaklassen aus Gebieten südlich von Deutschland.

Als adaptionsfähig werden die Baumarten angesehen, die von selbst (auf dem Landweg) mitsamt aller höchst vergesellschafteten Kraut-, Strauch- und Tierarten nach Deutschland einwandern und hier wieder stabile Gesellschaften mit einem Konkurrenz-Gleichgewicht ausbilden könnten. Baumarten, die keine direkten Einwanderungswege nach Deutschland haben (nordamerikanische, nordafrikanische oder ostasiatische Arten), können ihre typische soziologische Bindung aufgrund des Fehlens der natürlichen Partner nicht entwickeln, d. h. keine Pflanzengesellschaften mit vergleichbar stabil-dynamischen Konkurrenzverhältnissen bilden.

Aufgrund ihrer starken Konkurrenzkraft (Robinie, Roteiche, Douglasie, Hybrid-Pappeln, Japanische Lärche, Libanon-Zeder) besteht die Gefahr, dass sie andere Pflanzenarten (Strauch-, Krautarten, natürliche Verjüngung einheimischer Baumarten) am Standort verdrängen, wodurch auch Lebensraummöglichkeiten für einheimische Tierarten verloren gehen können.

Da die Projektionen der Klimaentwicklung immer mit zeitlichen und die konkrete Entwicklung betreffenden Unsicherheiten verbunden sind, soll im Folgenden anhand von Klimaökogrammen die Möglichkeit geboten werden, eine Zuordnung von Leitwaldgesellschaften zu Standorten immer wieder aktualisieren zu können. Die nachfolgenden Klimaökogramme (Abb. 9 bis Abb. 33) zeigen an den Standortsformen nach BENNING et al. (2015) die Drift von Leitwaldgesellschaften und deren Baumarten-Zusammensetzung im Zuge des Klimawandels.

Die Baumarten sind in der Reihenfolge ihrer Deckungsanteile aufgezählt. In Klammern gesetzte Baumarten sind zwar in den natürlichen Leitwaldgesellschaften nicht höchst, aber als klimaangepasste Nebenbaumarten zur Anreicherung der Artenvielfalt und zur Erhöhung der allgemeinen Resilienz empfehlenswert.

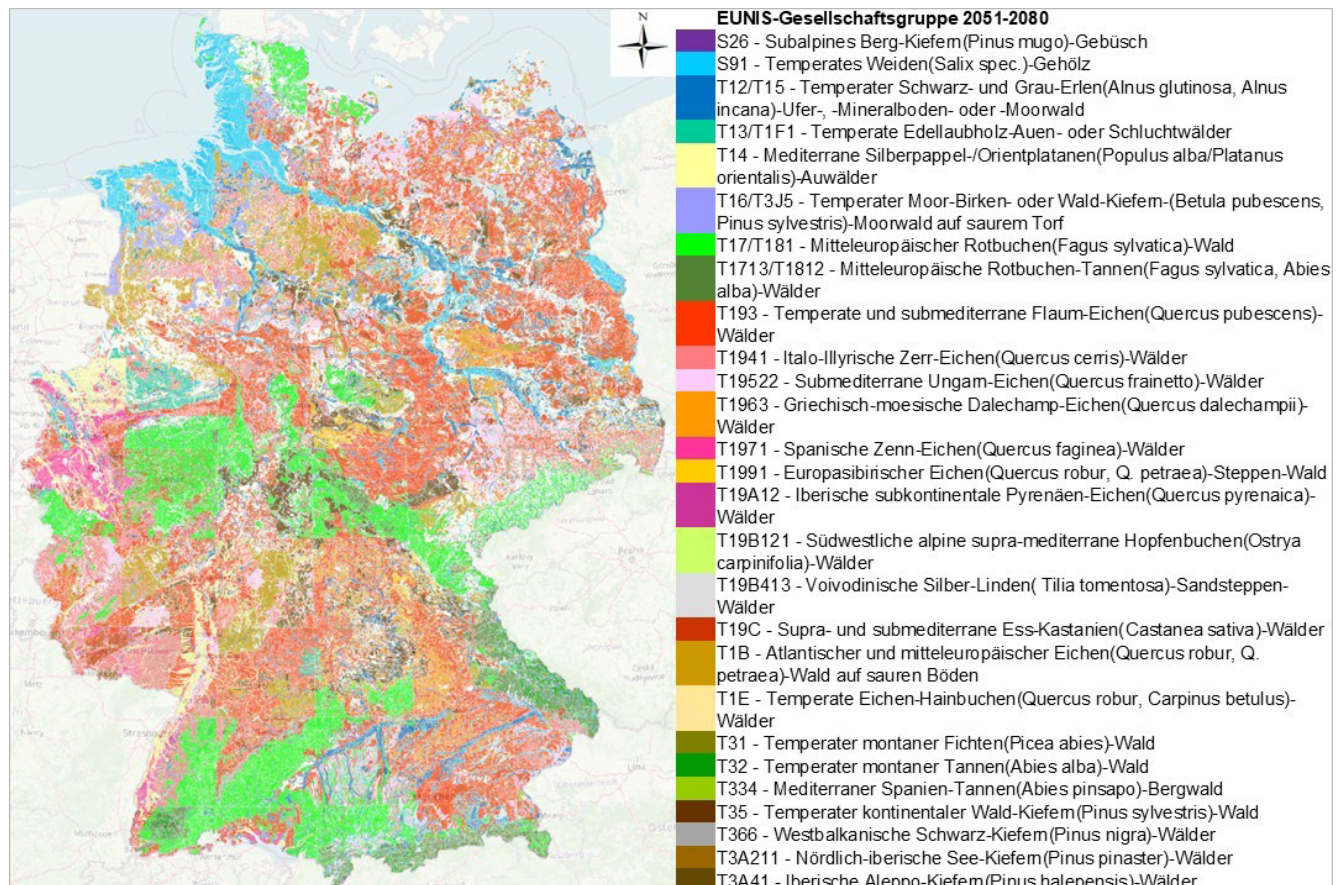


Abb. 8: Regionale Verteilung der Leitwaldgesellschaften im Zeitraum 2051 bis 2080 entsprechend Simulation RCP8.5.

Fig. 8: Regional distribution of the target forest types in the period 2051 to 2080 according to simulation RCP8.5.

Die Baumarten sind wie folgt abgekürzt:

aBKl	Aufrechte Bergkiefer (<i>Pinus mugo rostrata</i>)	OHbu	Orient-Hainbuche (<i>Carpinus orientalis</i>)
AlKi	Aleppo-Kiefer (<i>Pinus halepensis</i>)	OhrW	Ohr-Weide (<i>Salix aurita</i>)
Asp	Aspe (<i>Populus tremula</i>)	OPlat	Orient-Platane (<i>Platanus orientalis</i>)
BAh	Berg-Ahorn (<i>Acer pseudoplatanus</i>)	ZennEi	Zenn-Eiche (<i>Quercus faginea</i>)
BKi	Bergkiefer (<i>Pinus mugo mugo</i>)	PpWei	Purpur-Weide (<i>Salix purpurea</i>)
BrWei	Bruchweide (<i>Salix fragilis</i>)	PyrEi	Pyrenäen-Eiche (<i>Quercus pyrenaica</i>)
BUI	Berg-Ulme (<i>Ulmus glabra</i>)	QuEs	Quirl-Esche (<i>Fraxinus oxycarpa</i>)
DalEi	Dalechamps-Traubeneiche (<i>Quercus petraea dalechampii</i>)	PSEi	Pedunculiflora-Stieleiche (<i>Quercus robur pedunculiflora</i>)
EKas	Esskastanie (<i>Castanea sativa</i>)	RBu	Rotbuche (<i>Fagus sylvatica</i>)
ELA	Europäische Lärche (<i>Larix decidua</i>)	RdEi	Rundblatt-Eiche (<i>Quercus rotundifolia</i>)
ElsB	Elsbeere (<i>Sorbus torminalis</i>)	RostWei	Rostrote Weide (<i>Salix atrocinerea</i>)
EngUl	Englische Ulme (<i>Ulmus procera</i>)	SbEs	Schmalblatt-Esche (<i>Fraxinus angustifolia</i>)
FAh	Feld-Ahorn (<i>Acer campestre</i>)	SeeKi	See-Kiefer (<i>Pinus pinaster</i>)
FelsAh	Felsen-Ahorn (<i>Acer monspessulanum</i>)	SEi	Stiel-Eiche (<i>Quercus robur robur</i>)
Flb	Faulbaum (<i>Rhamnus frangula</i>)	SErl	Schwarzerle (<i>Alnus glutinosa</i>)
FIEi	Flaumeiche (<i>Quercus pubescens</i>)	SHol	Schwarzer Holunder (<i>Sambucus nigra</i>)
FIUl	Flatter-Ulme (<i>Ulmus laevis</i>)	SilbErl	Silbererle (<i>Alnus incana</i>)
FUI	Feld-Ulme (<i>Ulmus campestre</i> = <i>U. minor</i>)	SilPa	Silberpappel (<i>Populus alba</i>)
GBi	Gemeine Birke (<i>Betula pendula</i>)	SilWei	Silber-Weide (<i>Salix alba</i>)
GEb	Eberesche (<i>Sorbus aucuparia</i>)	SKi	Schwarzkiefer (<i>Pinus nigra nigra</i>)
GEs	Gemeine Esche (<i>Fraxinus excelsior</i>)	SPa	Schwarzpappel (<i>Populus nigra</i>)
GFi	Gemeine Fichte (<i>Picea abies</i>)	SpanTa	Spanische Tanne (<i>Abies pinsapo</i>)
GKi	Gemeine Kiefer (<i>Pinus sylvestris</i>)	Stechp	Stechpalme (<i>Ilex aquifolium</i>)
GrauW	Grau-Weide (<i>Salix cinerea</i>)	StEi	Stein-Eiche (<i>Quercus ilex</i>)
GrErl	Grün-Erle (<i>Alnus viridis</i>)	StLi	Steinlinde (<i>Phillyrea latifolia</i>)
GrPa	Grau-Pappel (<i>Populus canescens</i>)	StWach	Stech-Wacholder (<i>Juniperus oxycedrus</i>)
GWach	Gemeiner Wacholder (<i>Juniperus communis</i>)	Tam	Tamariske (<i>Tamarix parviflora</i>)
Has	Haselnuss (<i>Corylus avellana</i>)	TEi	Trauben-Eiche (<i>Quercus petraea petraea</i>)
Hbu	Hainbuche (<i>Carpinus betulus</i>)	TrKir	gewöhnliche Traubenkirsche (<i>Prunus padus</i>)
HKi	Höhen-Kiefer (<i>Pinus sylvestris hercynica</i>)	UEi	Ungarn-Eiche (<i>Quercus frainetto</i>)
HopfBu	Hopfenbuche (<i>Ostrya carpinifolia</i>)	Waln	Walnuss (<i>Juglans regia</i>)
Jub	Judasbaum (<i>Cercis siliquastrum</i>)	WBir	Wild-Birne (<i>Pyrus pyraster</i>)
KerEi	Kermeseiche (<i>Quercus coccifera</i>)	Wdorn	Weißdorn (<i>Crataegus spec.</i>)
KMBi	Karpaten-Moor-Birke (<i>Betula pubescens carpatica</i>)	WLi	Winterlinde (<i>Tilia cordata</i>)
KornelKir	Kornel-Kirsche (<i>Cornus mas</i>)	WTa	Weiß-Tanne (<i>Abies alba</i>)
ManEs	Manna-Esche (<i>Fraxinus ornus</i>)	ZEi	Zerr-Eiche (<i>Quercus cerris</i>)
MBi	Moor-Birke (<i>Betula pubescens pubescens</i>)	ZiKi	Zirbelkiefer (<i>Pinus cembra</i>)
MehlB	Mehlbeere (<i>Sorbus aria</i>)		

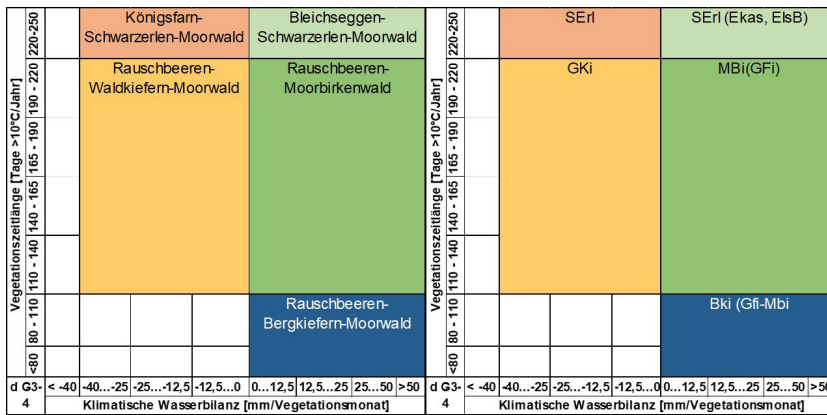


Abb. 9: Klimaklassen-Ökogramm der Leitwaldgesellschaften (links), der Haupt- und Mischbaumarten (sowie der Nebenbaumarten) (rechts) für dystrophe Standorte mit mittlerem bis tiefem Grundwasserstand, mehr oder weniger eben.

Fig. 9: Climate class ecogram of the target forest types (left), the main and mixed tree species (as well as the secondary tree species) (right) for dystrophic sites with medium to low groundwater levels, more or less even.

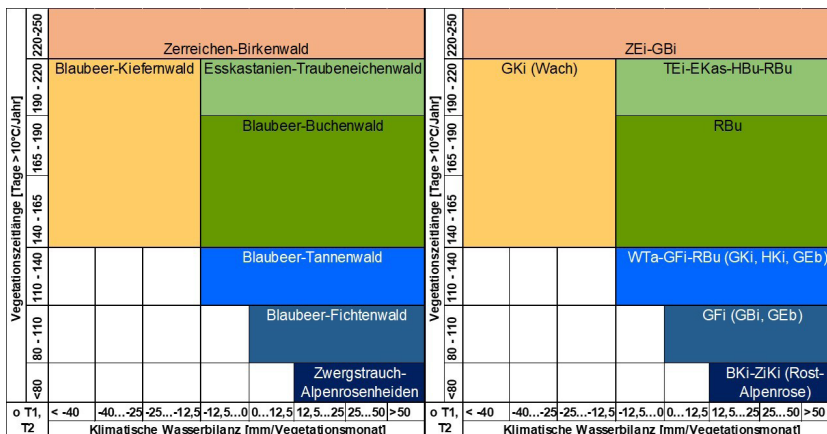


Abb. 10: Klimaklassen-Ökogramm der Leitwaldgesellschaften (links), der Haupt- und Mischbaumarten (sowie der Nebenbaumarten) (rechts) für oligotrophe terrestrische Standorte, trocken bis mäßig trocken, mehr oder weniger eben.

Fig. 10: Climate class ecogram of the target forest types (left), the main and mixed tree species (as well as the secondary tree species) (right) for oligotrophic terrestrial sites, dry to moderately dry, more or less even.

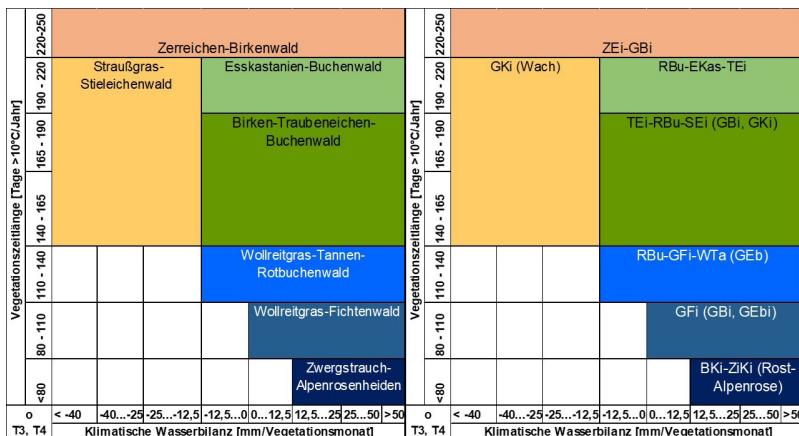


Abb. 11: Klimaklassen-Ökogramm der Leitwaldgesellschaften (links), der Haupt- und Mischbaumarten (sowie der Nebenbaumarten) (rechts) für oligotrophe terrestrische Standorte, mäßig frisch bis frisch, mehr oder weniger eben.

Fig. 11: Climate class ecogram of the target forest types (left), the main and mixed tree species (as well as the secondary tree species) (right) for oligotrophic terrestrial sites, moderately fresh to fresh, more or less even.

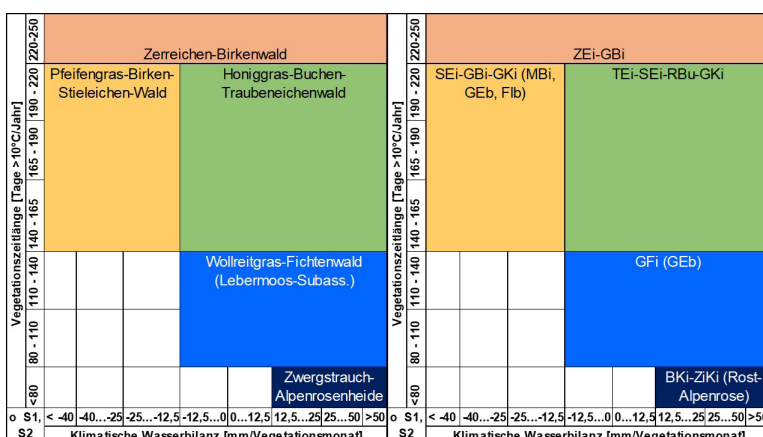


Abb. 12: Klimaklassen-Ökogramm der Leitwaldgesellschaften (links), der Haupt- und Mischbaumarten (sowie der Nebenbaumarten) (rechts) für oligotrophe Standorte, schwach staunass/wechselfeucht, mehr oder weniger eben.

Fig. 12: Climate class ecogram of the target forest types (left), the main and mixed tree species (as well as the secondary tree species) (right) for oligotrophic sites, slightly stagnant wet/alternately moist, more or less even.

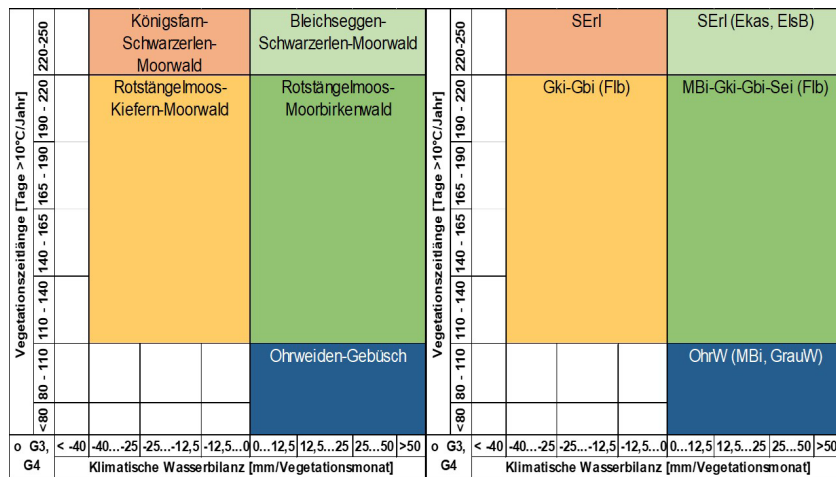


Abb. 13: Klimaklassen-Ökogramm der Leitwaldgesellschaften (links), der Haupt- und Mischbaumarten (sowie der Nebenbaumarten) (rechts) für oligotrophe Standorte mit mittlerem bis tiefem Grundwasserstand, mehr oder weniger eben.

Fig. 13: Climate class ecogram of the target forest types (left), the main and mixed tree species (as well as the secondary tree species) (right) for oligotrophic sites with medium to low groundwater levels, more or less even.

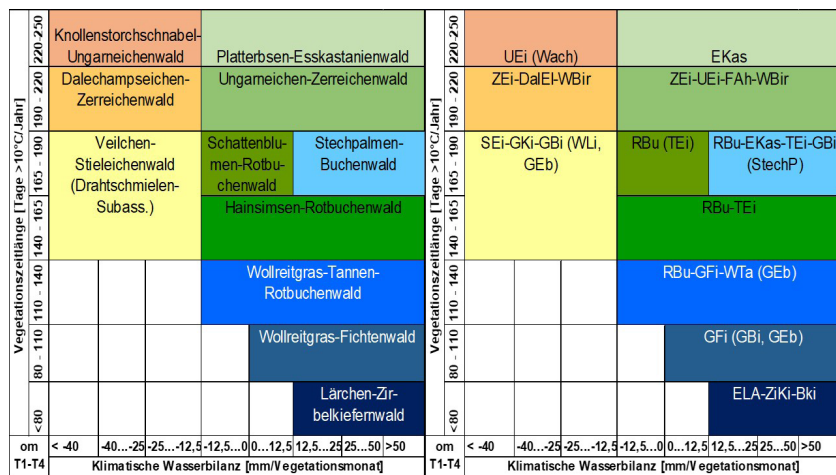


Abb. 14: Klimaklassen-Ökogramm der Leitwaldgesellschaften (links), der Haupt- und Mischbaumarten (sowie der Nebenbaumarten) (rechts) für oligo-mesotroph terrestrische Standorte, trocken bis frisch, mehr oder weniger eben.

Fig. 14: Climate class ecogram of the target forest types (left), the main and mixed tree species (as well as the secondary tree species) (right) for oligo-mesotrophic terrestrial sites, dry to fresh, more or less even.

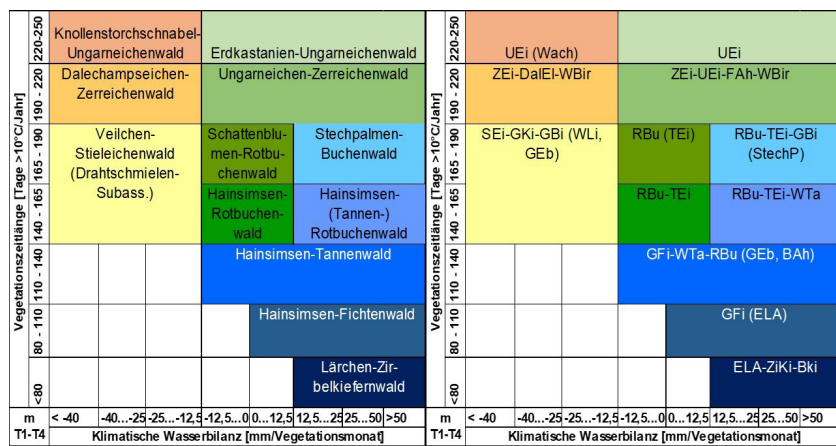


Abb. 15: Klimaklassen-Ökogramm der Leitwaldgesellschaften (links), der Haupt- und Mischbaumarten (sowie der Nebenbaumarten) (rechts) für mesotrophe terrestrische Standorte, trocken bis frisch, mehr oder weniger eben.

Fig. 15: Climate class ecogram of the target forest types (left), the main and mixed tree species (as well as the secondary tree species) (right) for mesotrophic terrestrial sites, dry to fresh, more or less even.

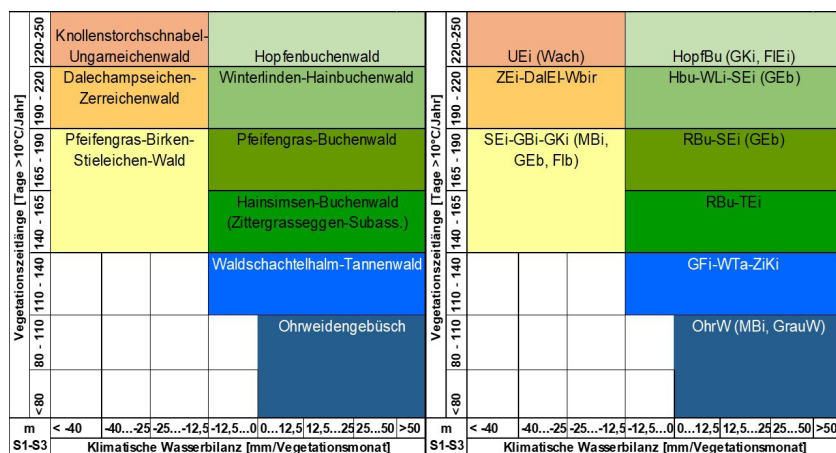


Abb. 16: Klimaklassen-Ökogramm der Leitwaldgesellschaften (links), der Haupt- und Mischbaumarten (sowie der Nebenbaumarten) (rechts) für mesotrophe Standorte, schwach bis mittel staunass/wechselfeucht, mehr oder weniger eben.

Fig. 16: Climate class ecogram of the target forest types (left), the main and mixed tree species (as well as the secondary tree species) (right) for mesotrophic sites, slightly to moderately stagnant wet/alternately moist, more or less even.