

## Entwurf

### Grundlagenstudie

# Baseline-Tool - Wissenschaftlich basierte Modellierung der natürlichen Wiederbewaldung auf Kalamitätsflächen in Deutschland

#### Hinweise

Entwurf auf der Grundlage von Feedback aus mehreren Konsultationsprozessen des Wald-Klimarates sowie Pilotpartnern

#### Entwicklung

Nachfolgende Inhalte wurden von Forliance GmbH, NW-FVA in enger Kollaboration mit dem Wald-Klimastandard erarbeitet. Fragen und Anregungen können an das Sekretariat des Wald-Klima-standards gerichtet werden: [sekretariat@waldklimastandard.de](mailto:sekretariat@waldklimastandard.de)

#### Autoren

M. Vohrer (EVA), F. Hildebrand (EVA), M. Kunze (Forliance)

#### Version

Versions-Nr.	Datum	Dokumentname	WKS-Version
<b>0.4.02</b>	01.08.2022	04-0102-REP-0.4.02	0.3 ff.

Änderungen der Versionen können durch das Document-Centre nachvollzogen werden.

#### Haftung & Copyright

Dieses Dokument kann Aussagen, Annahmen und Prognosen enthalten, die auf Informationen basieren, wie sie den Autoren zum Zeitpunkt der Erstellung des Dokumentes zur Verfügung stehen. Die Autoren und die EVA Service GmbH übernehmen keine Verpflichtung, diese Aussagen angesichts neuer Informationen oder künftiger Ereignisse zu aktualisieren. Zukunftsgerichtete Aussagen sind naturgemäß mit Risiken und Ungewissheiten verbunden.

Die Autoren und die EVA Service GmbH übernehmen trotz sorgfältiger Ausgestaltung des Dokumentes keine Gewähr für deren Vollständigkeit, Richtigkeit und Aktualität. Die in dem Dokument dargestellten Sachverhalte dienen ausschließlich der Illustration und lassen keine Aussagen über zukünftige Entwicklungen zu. Die Autoren und die EVA Service GmbH übernehmen keine Verantwortung für Maßnahmen und Entscheidungen, die auf der Grundlage der bereitgestellten Informationen ergriffen werden.

Eine Vervielfältigung, Verbreitung, Veröffentlichung oder Bearbeitung des Dokumentes, insbesondere in elektronischen oder anderen gedruckten Publikationen, auch auszugsweise, ist ohne vorherige schriftliche Zustimmung der EVA Service GmbH nicht gestattet.

Die EVA Service GmbH ist eine 100%ige Tochtergesellschaft der Ecosystem Value Association (EVA) e.V. - mit dem Vereinszweck der Förderung von Ökosystemleistungen zur Wiederherstellung und Erhalt natürlicher Ressourcen und zum Erhalt und Ausbau der Leistungsfähigkeit und Klimaresilienz von Ökosystemen.

#### Bildrechte

N/A



ecosystem institute  
association

**Entwurf**

**Baseline Tool**

**Wissenschaftlich basierte  
Modellierung der natürlichen  
Wiederbewaldung  
auf Kalamitätsflächen**

Grundlagenstudie



# Inhaltsverzeichnis

<b>1 Einleitung</b>	<b>4</b>
1.1 Definition & Hintergrund	4
1.2 Ansatz & Konzeption	5
1.3 Anwendbarkeit	6
<b>2 Schritt 1: Naturverjüngungspotenzial</b>	<b>7</b>
2.1 Pionierbaumarten	8
2.2 Nachbarbestand	9
2.3 Vorbestand	11
<b>3 Schritt 2: Konkurrenzbedingte Risiken</b>	<b>12</b>
3.1 Konkurrenz durch Bodenvegetation	12
3.2 Konkurrenz durch Wild	14
3.3 Konkurrenz durch andere Baumarten	17
<b>4 Schritt 3: Standortbedingte Risiken</b>	<b>20</b>
4.1 Anbaurisiko durch Nährstoffverfügbarkeit & -versorgung	20
4.2 Anbaurisiko durch Stauwassereinfluss	24
4.3 Anbaurisiko durch Grundwassereinfluss	27
<b>5 Schritt 4: Klimabedingte Risiken</b>	<b>29</b>
5.1 Trockenstressrisiko durch Toleranz der Standortwasserbilanz	29
5.2 Windwurfisiko durch Resistenz gegen Windwurf und Schneebruch	33
5.3 Spätfrostisiko durch Spätfrostempfindlichkeit	36
5.4 Waldbrandrisiko	38
<b>6 Kohlenstoffspeicherung</b>	<b>40</b>
6.1 Risikobedingte Gewichtung	40
6.2 Waldwachstum & Kohlenstoffspeicherung	40
<b>7 Schlussfolgerung und Empfehlungen</b>	<b>41</b>
<b>Literaturverzeichnis</b>	<b>42</b>



## 1 Einleitung

### 1.1 Definition & Hintergrund

Baseline bedeutet übersetzt „Startlinie“ und bezeichnet in internationalen Klimaschutzprojekten die Ausgangslage auf der Projektfläche. Entsprechend stellt das Baseline-Szenario ein hypothetisches Referenzszenario dar, welches beschreibt, was während der Projektlaufzeit auf der Projektfläche passieren würde, wenn das Klimaschutzprojekt nicht stattfinden würde. Die für das Baseline-Szenario modellierte Treibhausgas-Bilanz (THG-Bilanz) wird von der Treibhausgasbilanz des Projektszenarios abgezogen, um die Netto-Treibhausgas-Bilanz des Projektes zu ermitteln.

In vielen internationalen Klimaschutzprojekten, die im Rahmen des freiwilligen Kohlenstoffmarktes entwickelt wurden, werden degradierte Acker- oder Weideflächen aufgeforstet. In diesen Projekten geht man also von gleichbleibenden oder sinkenden Kohlenstoffgehalten im Baseline-Szenario aus. Daher gibt es aktuell wenig methodischen Ansätze steigende Kohlenstoffgehalte im Baseline-Szenario zu modellieren.

Für Wiederaufforstungsprojekte auf den vom Klimawandel entwaldeten Flächen in Deutschland muss man im Referenzszenario von einer natürlichen Wiederbewaldung und somit von einem steigenden Kohlenstoffgehalt ausgehen<sup>1</sup>. Dafür benötigt es einen neuen Berechnungsansatz.

Die FORLIANCE GmbH wurde von der Ecosystem Value Association beauftragt, ein erstes Konzept und ein auf wissenschaftlicher Basis aufbauendes Baseline-Tool zu entwickeln, mit dem Ziel, dieses im Rahmen des deutschen Wald-Klimastandard für den Scope „Wald-Wiederaufbau“ zu verwenden. Das Tool wurde mit Hilfe der Nordrhein-Westfälischen Forst- und Versuchsanstalt (NW-FVA) weiterentwickelt. Zweck des Tools ist es die Treibhausgasbilanz der natürlichen Wiederbewaldung auf den durch den Klimawandel entwaldeten Flächen abzuschätzen.

---

<sup>1</sup> Die Bestimmung des Baseline-Szenarios ist nicht Teil dieser Studie und wird separat im Rahmen der Additionalitätsstudie behandelt.



## 1.2 Ansatz & Konzeption

Das Verständnis von klimatischer Additionalität ist für das Baseline-Tool grundlegend. Begründet wird die klimatische Additionalität im Scope Wald-Wiederaufbau des Wald-Klimastandards mit der Permanenz klimaresilienter, standortsangepasster Mischwälder. Gemeinhin wird davon ausgegangen, dass sich die klimatischen Umweltbedingungen während der kommenden Baumgeneration drastisch verändern werden (IPCC 2013). Verschiedentlich wird auf ihre potenziellen Auswirkungen auf die Vulnerabilität von Waldökosystemen hingewiesen (Lindner et al. 2010; Bircher et al. 2015; Spathelf et al. 2015). Mangelnde Resilienz und Resistenz und die damit verbundenen Auswirkungen auf die Waldökosystemleistungen werden indes als Risiko betrachtet (Hanewinkel et al. 2013). Dies beinhaltet mitunter auch die Permanenz des Kohlenstoffspeichers. Vor dem Hintergrund der Geschwindigkeit klimabedingter Umweltveränderungen kann die natürliche Verjüngungsdynamik zentraleuropäischer Wälder mit ihrer natürlichen Tendenz zur Einförmigkeit im jedoch als träge bezeichnet werden (Scherrer et al. 2021).

Konsequenterweise legt diese Trägheit eine zeitliche Entkopplung nahe, sich an neue Klimaregimes anzupassen. Gemäss BMEL (2018) ist die Naturverjüngung mit 85% Flächenanteil die Hauptverjüngungsart in Deutschland. Verschiedene Studien legen beispielhaft nahe, dass sich die Managementpraxis stärker auf die Artenzusammensetzung und Produktivität auswirken kann als Klimateffekte allein (Köhl et al. 2010; Küchler et al. 2015). Die zusätzliche Leistung einer zielführenden Managementpraxis in Richtung klimaresiliente Wälder und damit eines Erhalts der Wälder als permanenten Kohlenstoffspeicher ist für den Wald-Klimastandard evident.

Infolgedessen besteht die Leitfrage des Referenzszenarios darin, welche standortangepasste und klimaresiliente Biomasse sich ohne unterstützende Maßnahmen (Projektaktivitäten) einstellen würde. Das Baseline-Tool fußt daher auf der Grundannahme, dass ohne Projektaktivitäten verschiedene Risiken das Potenzial einer Naturverjüngung verkleinern, von sich aus zu einem klimaresilienten Mischbestand und damit als klimaresiliente Phytomasse herauszubilden. Risiken als potenzielle Hemmnisse implizieren damit eine potenzielle Reduktion des ansonsten erwartbaren Wachstums und können dadurch als CO<sub>2</sub>-Äquivalente bilanziell messbar gemacht werden.

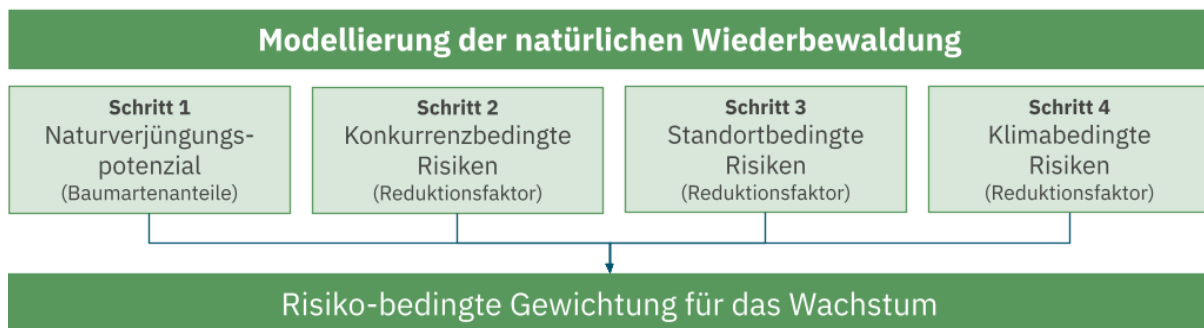
Aufbauend auf der Literatur von verschiedenen Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalten wurde ein Konzept entwickelt, wie man die natürliche Wiederbewaldung von Kalamitätsflächen modellhaft und skalierbar abschätzen kann<sup>2</sup>. Entwickelt wurde einem regel- und risikobasierten Modellansatz: Das Baseline-Tool geht von einem potenziellen Naturverjüngungsaufkommen (Naturverjüngungspotenzial; Schritt

---

<sup>2</sup> Die herangezogenen Studien können alle am Ende des Dokumentes im Literaturverzeichnis eingesehen werden.

1) aus, und gewichtet dessen Wachstum mit baumartenspezifischen Risiken (Schritte 2-4; Abbildung 1). Die risikobedingte Gewichtung schlägt sich im Tool in Form von Reduktionsfaktoren nieder, welche durch das Risiko aufgrund der Exposition und/oder Vulnerabilität der Baumarten reduziert werden. Die Risiko-Klassen werden dabei aus wissenschaftlichen Kennzahlen entsprechend eines konservativen Ansatzes in ein Reduktionsumfang übersetzt. Das Prinzip der Konservativität erfordert dabei keine Überschätzungen des Kohlenstoffgehaltes im Projektszenario und keine Unterschätzungen des Kohlenstoffgehaltes im Baseline-Szenario.

Das Konzept wurde renommierten Wissenschaftler:innen und anderen Fachexpert:innen in Konsultationsprozessen zur Durchsicht vorgelegt<sup>3</sup> und entsprechend der Rückmeldungen angepasst<sup>4</sup>.



**Abbildung 1:** Einfache schematische Darstellung der Methodik.

### 1.3 Anwendbarkeit

Das Baseline-Tool bezieht sich auf eine Kalamitätsfläche. Diese ist als Teilfläche eines Projektes synonym zu verstehen. Als Beurteilungszeitpunkt für das Naturverjüngungspotenzial ist der Zustand direkt nach dem Kalamitäts-Ereignis maßgeblich. Berücksichtigt werden im Sinne der Permanenz die Risiken einer Umtriebszeit von 100 Jahren. Die Berechnung der Treibhausgasbilanz erfolgt allerdings auf Basis des Wachstums während Crediting Period (Anrechnungszeitraum) des Projektes.

<sup>3</sup> Die Studie wurde sowohl im Rahmen der ersten Waldklimarat-Konferenz am 30. September 2021 als auch im Nachgang mit renommierten Wissenschaftler:innen und Fachexpert:innen besprochen

<sup>4</sup> Die Rückmeldungen können unter diesem [Link](#) eingesehen werden.



## 2 Schritt 1: Naturverjüngungspotenzial

Ausgangspunkt zur Abschätzung der natürlichen Wiederbewaldung auf den Freiflächen ist die Bestimmung des Naturverjüngungspotenzials. Beim Naturverjüngungspotenzial geht es darum, zu welchen Anteilen sich die Baumarten auf der Kalamitätsfläche potenziell etablieren können.

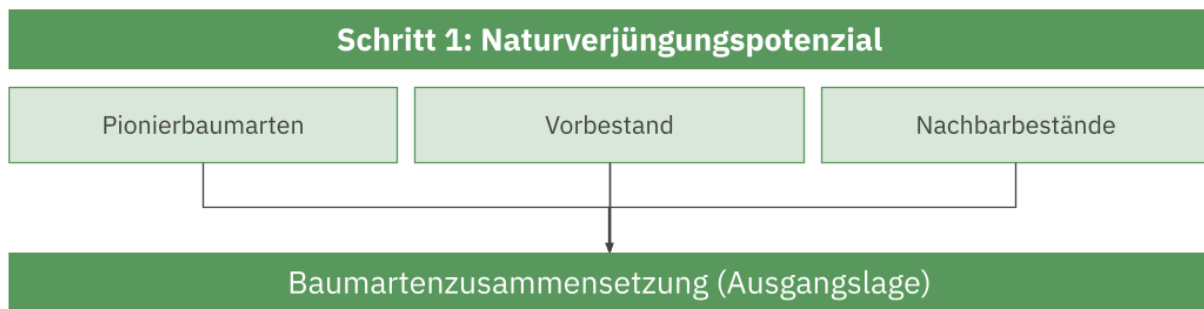
Berücksichtigt wird hierfür der Einwuchs über **Pionierbaumarten**, die **Nachbarbestände** und den **Vorbestand**<sup>5</sup>. Diese Annahme beruht auf einer Studie der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg (FVA BW, 2000). Für das Naturverjüngungspotenzial wird davon ausgegangen, dass Pionierbaumarten ungefähr mit einem Drittel an der Naturverjüngung beteiligt sind (FVA BW, 2000). Für den Vorbestand und die Nachbarbestände sind wegen den individuellen Ausbreitungsmechanismen der Baumarten keine globalen Effektgrößen bezifferbar.

Der Einfluss des Vor- und Nachbarbestandes kann 1) abhängig von der Größe der Kalamitätsfläche und damit von der Erreichbarkeit der Baumarten aus dem Nachbarbestand, sowie 2) abhängig vom jeweiligen Anteil fruktifizierender Bäume variieren. Inwieweit sich die Bestandesdichte eines Vorbestands auf das Verjüngungsaufkommen auswirkt, ist zwar baumartenabhängig, wurde aber bislang bezogen auf die Baumartenpalette im Hinblick auf die Anwendbarkeit des Tools nicht breit untersucht (Zematis et al. 2019, Zell et al. 2019, Annighöfer et al. 2015). Vereinfachend wird daher angenommen, dass dominierende Baumarten im Vor- und Nebenbestand sich auch in der Naturverjüngung dominierend etablieren können. Als Parameter für die Dominanz wird hierfür der Deckungsgrad verwendet. Wenn die Kalamitätsfläche zu 100% von den Nachbarbeständen besiedelt werden kann, tragen Vor- und Nachbarbestände jeweils zu 50% zum Naturverjüngungspotenzial bei. Bei einer initialen Besiedlung durch Pionierarten beläuft sich der Beitrag zu jeweils auf ein Drittel (Vor-, Nachbarbestand, Pionierarten).

Das Resultat ist eine potenzielle Baumartenzusammensetzung auf Basis des potenziellen Naturverjüngungsaufkommens durch Pionierarten sowie Vor- und Nachbarbestand.

---

<sup>5</sup> Samenbanken aus historischer Landnutzung nach Bossuyt und Hermy (2001) werden in diesem Zusammenhang nicht berücksichtigt, da die betroffenen Flächen seit mehreren Jahrzehnten als Wald genutzt wurden und alte Samenarten aus vorherigen Landnutzungen als insignifikant zu betrachten sind.



**Abbildung 2:** Bestimmung des Naturverjüngungspotenzials.

## 2.1 Pionierbaumarten

Pionierbaumarten sind Baumarten mit einer häufigen und reichen Samenproduktion verbunden mit einer weiten Samenverbreitung und geringen Standortansprüchen. Auch zeigen sie eine außergewöhnliche Härte gegenüber Extremwetterbedingungen auf Freiflächen, wie beispielsweise Frost, starke Sonneneinstrahlung und Wind. Dank dieser Eigenschaften siedeln sich diese Baumarten häufig als Erste, als „Pioniere“, auf Sturm- und anderen Kahlflächen an und tragen somit einen großen und wichtigen Teil zur natürlichen Sukzession bei. Allerdings haben sie eine geringe Schattentoleranz, bauen wenig Biomasse auf, haben nur eine kurze Lebensdauer und „verzögern“ in waldbaulicher Hinsicht das aufkommen von Zielbaumarten.

Die bekanntesten kurzlebigen Pionierbaumarten sind Birke, Aspe, Erle, Weiden und Vogelbeere. Als langlebige Pionierbaumarten gelten außerdem die Lärche und die Kiefer (Rothkegel, Ruppert, & Klemmt, 2020). Die Pionierarten werden methodisch auch deshalb gesondert betrachtet, weil ihre Samenverbreitung weit über den Beurteilungsraum der Nachbarbestände (50m; siehe Kap. 2.2) hinausreicht und deshalb Nachbarbestände als Grundlage für ihre Etablierung möglicherweise unzureichend sind. Darüber hinaus sind bestimmte Arten in der Lage, eine Samenbank auszubilden, die es für die Baumart ermöglicht zu keimen, sobald günstige Etablierungsbedingungen eintreten (Tiebel et al. 2018, Tiebel 2021).

In diesem Schritt ist zu beurteilen, ob sich auf der Teilfläche aus den regionalen Gegebenheiten erfahrungsgemäß Pionierbaumarten auf der Kahlfläche etablieren können. Als Beurteilungszeitpunkt für das Potenzial für Pionierbaumarten ist der Waldzustand direkt nach dem Kalamitätsereignis maßgeblich. Der Anteil der Pionierarten übersteigt nicht mehr als ein Drittel. Es kann auch angenommen werden, dass sich keine Pionierarten etablieren können, wodurch der Einfluss des Vor- und Nachbarbestandes auf das Naturverjüngungspotenzial steigt.



## 2.2 Nachbarbestand

Um den Einfluss der Baumarten aus den Nachbarbeständen auf die Freifläche zu untersuchen, ist es wichtig zu bestimmen wie weit sich die Samen verschiedener Baumarten verbreiten können. Dies ist hauptsächlich abhängig von dem Gewicht der Samen sowie der Verbreitungsart<sup>6</sup>. Manche Baumarten haben sehr schwere Samen und weisen trotzdem einen großen Verbreitungsradius auf, da die Samen von Vögeln oder Nagetieren aufgelesen und an anderer Stelle ausgeschieden werden.

Im Allgemeinen kann zwischen Maximalausbreitung (engl. Long Dispersal Distance; LDD) und mittlere Ausbreitung (Mean Dispersal Distance; MDD) unterschieden werden (Löf et al. 2018). Während ersteres für die Ausbreitungsökologie von Arten relevant ist, wird letzteres für die Etablierung eines Nachfolgebestandes aufgrund der erforderlichen Samendichte als relevanter erachtet (Löf et al. 2018; Tabelle 1). Die Verbreitungsart (z.B. über Tiere und Wind) ist in den angegebenen Mittelwerten aus der Literatur implizit berücksichtigt und wird im Tool mangels Datengrundlage nicht differenzierter betrachtet.

Entsprechend wird der Anteil einer Baumart im Nachbarbestand mit der potenziell besiedelbaren Fläche auf der Kalamitätsfläche auf Basis seiner mittleren Ausbreitungsdistanz gewichtet (Abbildung 3).

**Tabelle 1:** Mittlere Samenausbreitung verschiedener Baumarten (Mean Dispersal Distance MDD).

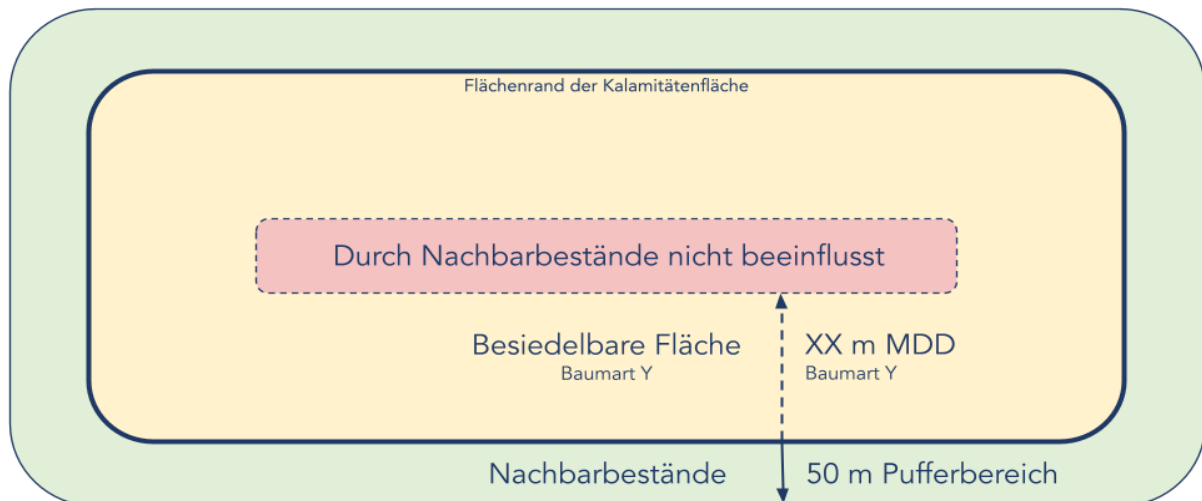
<b>Baumart</b>	<b>Mittlere Samenausbreitung in Metern (Mean Dispersal Distance; MDD)</b> nach Löf et al. (2018)
Aspe	192
Bergahorn	130
Bergkiefer	50
Bergulme	30
Buche	30
Douglasie	60
Elsbeere	50
Esche	88
Feldahorn	130
Felsen-Ahorn	130
Fichte	57

<sup>6</sup> Das Mastverhalten der verschiedenen Baumarten nach (Nussbaumer et al., 2016) wird aus Gründen der Ungenauigkeit für zukünftige Szenarien in dieser Studie nicht berücksichtigt.



Flatterulme	30
Flaumeiche	68
Grauerle	60
Hainbuche	73
Lärche, Jap.	38
Lärche, Eur.	38
Mehlbeere	50
Moorbirke	192
Roteiche	68
Roterle	60
Sandbirke	192
Schwarzerle	60
Schwarzkiefer	50
Sommerlinde	64
Speierling	50
Spitzahorn	130
Stieleiche	68
Traubeneiche	68
Vogelbeere	50
Waldkiefer	50
Weisstanne	44
Wildkirsche	50
Winterlinde	64
Zerreiche	68

Für diesen Schritt ist die Baumartenzusammensetzung fruktifizierender Bäume in den Nachbarbeständen innerhalb eines Pufferstreifens Kalamitätenfläche zu beurteilen (Beurteilungsraum; Abbildung 3).



**Abbildung 3:** Schematische Darstellung der besiedelbaren Fläche als Grundlage zur Gewichtung des Baumartenanteils, der sich aus dem Nachbarbestand (im Pufferbereich von 50 m) etablieren kann. MDD ist die mittlere Ausbreitungsdistanz (Mean Dispersal Distance) der Baumsamen einer spezifischen Baumart

Die Breite des Pufferstreifens orientiert sich an der Erreichbarkeit der Kalamitätsfläche unter der Bedingung guter Etablierungs-Chancen. Da dies baumartenabhängig ist, werden vereinfachend zwei Drittel der durchschnittlichen MDD als relevanter Beurteilungsraum (Pufferbereich) für den Nachbarbestand festgelegt, sodass im Mittel noch ein Drittel der mittleren Ausbreitungsdistanz der Baumarten auf die Kalamitätsfläche zu liegen kommen. Die durchschnittliche MDD liegt bei den berücksichtigten Arten bei ca. 75 m. Entsprechend werden methodisch 50 m als relevanter Beurteilungsraum (Pufferbereich) zu Grunde gelegt. Als Referenz-Zeitpunkt zur Beurteilung des Verjüngungspotenzials aus dem Nachbarbestand ist der Waldzustand direkt nach dem Kalamitätsereignis maßgeblich.

## 2.3 Vorbestand

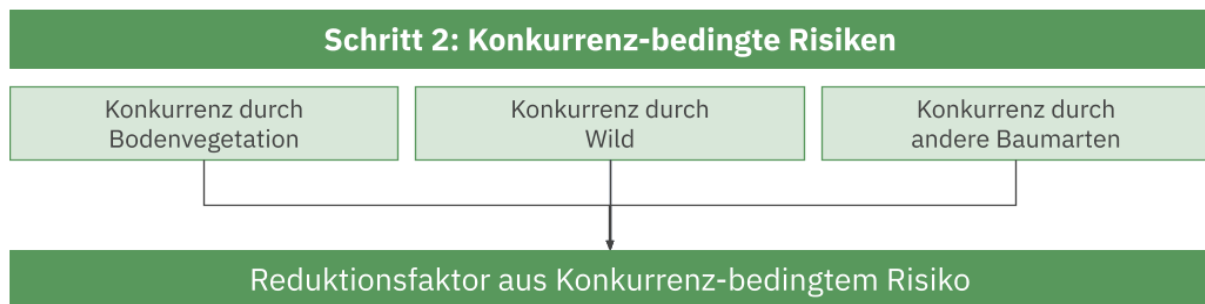
Der Vorbestand bezeichnet die Baumartenzusammensetzung, welche vor den Kalamitäten auf der Fläche zu finden war.

Für diesen Schritt ist die Baumartenzusammensetzung fruktifizierender Bäume im Vorbestand der Kalamitätsfläche zu beurteilen. Als Beurteilungszeitpunkt für das Verjüngungspotenzial aus dem Nachbarbestand ist der Waldzustand direkt vor dem Kalamitätsereignis maßgeblich. Die Gewichtung des Vorbestandes ist von der Größe der Kalamitätsfläche und damit durch den Einfluss des Nachbarbestandes abhängig.

### 3 Schritt 2: Konkurrenzbedingte Risiken

Bei den **konkurrenzbedingten Risiken** wird analysiert, inwieweit das in Schritt 1 definierte Naturverjüngungspotenzial durch Konkurrenz auf der Fläche verändert oder gehemmt werden könnte. Es werden drei Arten der Konkurrenz berücksichtigt:

Zunächst wird die **Konkurrenz durch Bodenvegetation** auf Grundlage des Deckungsgrades betrachtet. Anschließend wird die **Konkurrenz durch Wild** durch Verbiss, Schälen, Fegen und Schlagen untersucht. Als letztes wird die Schattentoleranz und das Höhenwachstum der einzelnen Baumarten betrachtet, um so die **Konkurrenz durch andere Baumarten (interspezifische Konkurrenz)** zu bestimmen. Alle Faktoren können die Vegetationsdichte verringern (Brang et al., 2013). Das Resultat ist eine baumartenspezifische Reduktion der risikobedingten Gewichtung in Folge der Konkurrenzsituation.



**Abbildung 4:** Bestimmung der konkurrenzbedingten Risiken.

#### 3.1 Konkurrenz durch Bodenvegetation

Konkurrierende Bodenvegetation kann die Dichte und das Wachstum der aufkommenden Naturverjüngung erheblich beeinflussen (Nobis & Bürgi, 2004; Koch & Brang, 2005; Brang, et al., 2013). In Deutschland gilt insbesondere die Brombeere als Konkurrenzvegetation in der natürlichen forstlichen Verjüngung.

Bei einem hohen Deckungsgrad durch Brombeeren erreichen zunächst weniger Samen den Boden (Schreiner, 2001; Brang et al., 2013). Die Samen, die den Boden erreichen oder die sich bereits vor der Konkurrenzvegetation auf der Fläche eingefunden haben, werden häufig von Mäusen gefressen. In einer Studie von Schreiner (2001) wiesen die verbleibenden Samen zwar eine höhere Keimrate auf als auf brombeerlosen Vergleichsflächen, jedoch sank die Überlebensrate der Sämlinge nachweislich mit zunehmender Brombeerdichte. Dies ist laut Schreiner darauf zurückzuführen, dass die Sämlinge unter dem Vegetationsteppich einem veränderten Licht- und Wasserangebot ausgesetzt sind. In seiner Studie stellte Schreiner (2001) fest, dass der dichte Brombeerteppich eine Reduzierung des



Lichtangebotes vom Freiland um 98,7% bewirkt und zeitweise zu einer Bodenfeuchte im Oberboden unterhalb des permanenten Welkepunktes führt.

Der Deckungsgrad der Bodenvegetation wird in drei Kategorien eingeteilt: gering (0-33%), mittel (34-66%), hoch (67-100%)<sup>7</sup>. Bei einem geringen Deckungsgrad (0–33%) werden die Baumartenanteile nicht verändert. Bei einem mittleren Deckungsgrad (34-66%) werden die Anteile um 34% verringert, während sie bei einem hohen Deckungsgrad (67-100%) um 67% reduziert werden (Tabelle 2). Da es unzureichend wissenschaftliche Studien für den negativen Zusammenhang zwischen Deckungsgrad und Naturverjüngungspotenzial gibt, wurden im Gegensatz zum Faktor Trockenstress, die Reduktionszahlen auf Grundlage des Prinzips der Konservativität aus dem internationalen Kohlenstoffmarkt<sup>8</sup> bestimmt. Entsprechend werden die Untergrenzen der drei Klassen dem Reduktionsumfang gleichgesetzt, weil man davon ausgehen muss, dass beispielsweise bei der Angabe „Gering (0-33%)“ der Deckungsgrad der Bodenvegetation 0% beträgt und somit keinen negativen Einfluss auf das Naturverjüngungspotenzial hat.

**Tabelle 2:** Reduktion der Baumartenanteile anhand des Deckungsgrades.

Deckungsgrad der Bodenvegetation	Vegetationsbedingte Reduktion
Gering (0-33%)	-0%
Mittel (34-66%)	-34%
Hoch (67-100%)	-67%

<sup>7</sup> Die Bestimmung erfolgt anhand eines Leitfadens, welcher vom Standard zur Verfügung gestellt wird.

<sup>8</sup> Das Prinzip der Konservativität erfordert keine Überschätzungen des Kohlenstoffgehaltes im Projektszenario und keine Unterschätzungen des Kohlenstoffgehaltes im Baseline-Szenario.



## 3.2 Konkurrenz durch Wild

Die Konkurrenz durch Wild wird anhand des baumartenspezifischen Risikos durch Verbiss, Schälen, Fegen und Schlagen festgestellt. Ein projektspezifisches Verbissrisiko wird für die Modellierung der natürlichen Wiederbewaldung auf Kalamitätsflächen nicht berücksichtigt. Dies liegt darin begründet, dass zum einen das Verbissrisiko von zahlreichen ökologischen, ökonomischen und sozialen Faktoren abhängig ist, welche mit zu geringer Sicherheit realitätsnah, skalierbar und projizierbar abgebildet werden können. Beispielsweise können Massierungen von Wildvorkommen über die Projektlaufzeit (Crediting Period) räumlich und zeitlich stark variieren.

### **Verbiss**

*Als Verbiss bezeichnet man das Abfressen von Knospen, Trieben und Blättern durch Schalenwild. Dies geschieht hauptsächlich zur Nahrungsaufnahme, kann aber in Einzelfällen auch der Markierung von Rehbock-Territorien dienen. Am häufigsten werden Bäume zwischen 10 und 130 cm verbissen. Kleinere Bäume werden vom Schalenwild meist ganz abgeäst, während an größeren Bäumen meist nur die leichter erreichbaren Seitentriebe verbissen werden. Verbiss sorgt oftmals für reduziertes Höhe und langsames Wachstum. In extremen Fällen kann Verbiss auch zum vollständigen Absterben des Baumes führen (Baumann et al., 2010).*

### **Schälen**

*Als Schälen bezeichnet man das Abnagen oder Abziehen der Baumrinde, vor allem durch Hirsche. Es wird davon ausgegangen, dass das Schälverhalten sowohl durch übermäßigen Stress ausgelöst werden kann, häufig aber auch zur Nahrungsaufnahme in strengen Wintern dient (Baumann et al., 2010). Schälchäden führen oftmals zu Pilzinfektionen, können jedoch bei einer vollständigen Entfernung der Rinde rings um den Stamm auch zum Absterben des Baumes führen (Baumann et al. 2021; Muntendorf, 2021).*

### **Fegen**

*Als Fegen bezeichnet man das Reiben der Geweihe von Hirschen und Rehen an Gehölzen. Dabei wird der Bast an den Geweihen entfernt und das Revier in der Brunftzeit sichtbar und geruchlich markiert. Folgen des Fegens sind klein- und großflächige Rindenverletzungen, die zu Wuchshemmungen und im Falle von Verletzungen rund um den Stamm auch zum Absterben des Baumes führen können (Baumann et al., 2010).*

### **Schlagen**

*Auch beim Schlagen wird das Geweih am Baum gerieben, jedoch geschieht dies mit dem bereits verfegten, vom Bast befreiten Geweih. Das Schlagen dient wie das Fegen zur*

*Reviermarkierung als auch zum Abreagieren der Erregung während der Brunft. Beim Schlagen entstehen oftmals ähnliche Rindenverletzungen wie beim Fegen, es kann jedoch auch zu Ast- oder Stammbrüchen führen (Baumann et al., 2010).*

Um die Konkurrenz durch Wild im Baseline-Szenario zu bestimmen, wird die baumartenspezifische Anfälligkeit für Verbiss, Schälen, Fegen und Schlagen nach Baumann et al. (2010) betrachtet. Baumann et al. haben die selektive Baumartenwahl durch Wild folgendermaßen kategorisiert:

- + symbolisiert Baumarten, die immer bevorzugt gefressen werden
- = symbolisiert Baumarten, die manchmal bevorzugt werden
- symbolisiert wenig beliebte Baumarten

Dabei wurden diese Symbole teilweise miteinander verknüpft, so dass es am Ende fünf Kategorien gibt. Um diese Einordnung von Baumann et al. in das Baseline-Tool zu übernehmen, wurde den verschiedenen Symbolen Prozentangaben zugeordnet (Tabelle 3).

**Tabelle 3:** Einordnung der Verbisskategorisierung durch Baumann et al. (2010)

Einordnung durch Baumann et al. (2010)	Prozentangaben im Baseline-Tool
-	0%
-/=	5%
=	10%
=/+	15%
+	20%

Entsprechend ergibt sich das in Tabelle 4 dargestellte baumartenspezifische Risiko durch Verbiss, Schälen, Fegen und Schlagen<sup>9</sup>. Dieses wurde anhand weiterer wissenschaftlicher Studien von Meier et al. (2014) und Hagen et al. (2020) gegengeprüft und im Sinne der Konservativität für diese Studie übernommen (Tabelle 4).

<sup>9</sup> Das Risiko durch Verbiss, Schälen, Fegen und Schlagen soll im Folgenden aus Gründen der Lesbarkeit ausschließlich als Verbissrisiko bezeichnet werden.



**Tabelle 4:** Baumartenspezifisches Risiko für Verbiss, Schälen, Fegen und Schlagen und der rechnerische Zusammensetzung der Literaturwerte zu einem Reduktionsfaktor (wildbedingte Reduktion = wildbed. Red.).

<b>Baumart</b>	<b>Verbiss</b> nach Baumann et al. (2010)	<b>Schälen</b> nach Baumann et al. (2010)	<b>Fegen/Schlagen</b> nach Baumann et al. (2010)	<b>Wildbed. Red.</b>
Arve	5%	20%	20%	<b>45%</b>
Aspe	15%	20%	10%	<b>45%</b>
Bergahorn	20%	5%	10%	<b>35%</b>
Birke	5%	0%	0%	<b>5%</b>
Buche	5%	15%	5%	<b>25%</b>
Douglasie	5%	15%	20%	<b>40%</b>
Edelkastanie	0%	10%	0%	<b>10%</b>
Eibe	20%	20%	20%	<b>60%</b>
Eichen	15%	5%	0%	<b>20%</b>
Erlen	5%	5%	0%	<b>10%</b>
Esche	20%	20%	10%	<b>50%</b>
Fichte	0%	20%	10%	<b>30%</b>
Hagebuche	20%	0%	0%	<b>20%</b>
Lärche, Eur.	10%	10%	20%	<b>40%</b>
Linden	10%	5%	0%	<b>15%</b>
Nussbaum	0%	0%	15%	<b>15%</b>
Robinie	20%	0%	0%	<b>20%</b>
Ulmen	20%	20%	20%	<b>60%</b>
Vogelbeere	20%	20%	15%	<b>55%</b>
Wachholder	5%	0%	20%	<b>25%</b>
Waldföhre	5%	20%	20%	<b>45%</b>
Waldkirsche	15%	0%	20%	<b>35%</b>
Weiden	20%	20%	15%	<b>55%</b>
Weisstanne	20%	5%	5%	<b>30%</b>



### 3.3 Konkurrenz durch andere Baumarten

Eine weitere Art der Konkurrenz in der natürlichen Waldverjüngung stellt die interspezifische Konkurrenz der Baumarten dar. Auf Grundlage der Definitionen von Kunz et al. (2020) und der untersuchten Faktoren in der Kategorie „Konkurrenzstärke“ der Baumartensteckbriefe von Avila et al. (2021), wird das Durchsetzungsvermögen der einzelnen Baumarten anhand der Faktoren Schattentoleranz und des Höhenwachstums bestimmt.

#### **Schattentoleranz**

*Pflanzen benötigen Licht, um zu wachsen. Die Schattentoleranz drückt aus, wie viel Schatten eine Pflanze aushält, um sich dennoch gegen die Konkurrenz durchzusetzen. Da es im dichten Wald oftmals an Licht mangeln kann, wird Schattentoleranz als essenzieller Schlüsselfaktor zur Durchsetzung der Art betrachtet (Kunz et al., 2020).*

#### **Höhenwachstum**

*Neben der Schattentoleranz bietet ein ausgeprägtes Höhenwachstum den Bäumen die Chance, eine Stress verursachende Beschattungssituation zu vermeiden. Eine hochwachsende Art hat somit ein höheres Durchsetzungsvermögen als mattwüchsige (Kunz et al. 2020).*

Die Klassifizierung der beiden Faktoren wurde von Otto (1994) vorgenommen und von Kunz et al. (2020) anhand aktueller Daten angepasst (Tabelle 5). Da man davon ausgehen kann, dass die beiden Faktoren sich jeweils ausgleichen können, wird das baumartenspezifische Durchsetzungsvermögen bestimmt in dem der Mittelwert der beiden Faktoren berechnet wird. Aus Gründen der Konservativität wird das Ergebnis jeweils aufgerundet.



**Tabelle 5:** Durchsetzungsvermögen gegenüber anderen Baumarten.

<b>Baumart</b>	<b>Schattentoleranz</b> nach Otto (1994) und Kunz et al. (2020)	<b>Höhenwachstum</b> nach Otto (1994) und Kunz et al. (2020)	<b>Durchsetzungs- vermögen</b>
Aspe	Gering (2)	Mittel (3)	Mittel (2,5)
Bergahorn	Mittel (3)	Hoch (4)	Hoch (3,5)
Bergkiefer	Gering (2)	Mittel (3)	Mittel (2,5)
Bergulme	Mittel (3)	Hoch (4)	Hoch (3,5)
Buche	Sehr hoch (5)	Sehr hoch (5)	Sehr hoch (5)
Eibe	Hoch (4)	Sehr gering (1)	Mittel (2,5)
Elsbeere	Mittel (3)	Mittel (3)	Mittel (3)
Esche	Gering (2)	Sehr hoch (5)	Hoch (3,5)
Lärche, Eur.	Sehr gering (1)	Sehr hoch (5)	Mittel (3)
Feldahorn	Mittel (3)	Sehr gering (1)	Gering (2)
Fichte	Sehr hoch (5)	Sehr hoch (5)	Sehr hoch (5)
Flatterulme	Gering (2)	Sehr gering (1)	Gering (1,5)
Grauerle	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)
Hainbuche	Hoch (4)	Mittel (3)	Hoch (3,5)
Mehlbeere	Mittel (3)	Gering (2)	Gering (2,5)
Moorbirke	Sehr gering (1)	Gering (2)	Gering (1,5)
Roterle	Sehr gering (1)	Mittel (3)	Gering (2)
Sandbirke	Sehr gering (1)	Gering (2)	Gering (1,5)
Silberweide	Sehr gering (1)	Mittel (3)	Gering (2)
Sommerlinde	Sehr hoch (5)	Hoch (4)	Sehr hoch (4,5)
Speierling	Hoch (4)	Gering (2)	Mittel (3)
Spitzahorn	Mittel (3)	Hoch (4)	Hoch (3,5)
Stieleiche	Sehr gering (1)	Hoch (4)	Mittel (2,5)
Traubeneiche	Sehr gering (1)	Hoch (4)	Mittel (2,5)
Vogelbeere	Mittel (3)	Sehr gering (1)	Gering (2)
Waldkiefer	Mittel (3)	Mittel (3)	Mittel (3)
Walnuss	Sehr gering (1)	Mittel (3)	Gering (2)
Weißtanne	Sehr hoch (5)	Sehr hoch (5)	Sehr hoch (5)



Wildapfel	Sehr gering (1)	Gering (2)	Gering (1,5)
Wildbirne	Sehr gering (1)	Gering (2)	Gering (1,5)
Wildkirsche	Sehr gering (1)	Mittel (3)	Gering (2)
Winterlinde	Sehr hoch (5)	Hoch (4)	Sehr hoch (4,5)
Zirbelkiefer	Gering (2)	Mittel (3)	Mittel (2,5)

Abgeleitet von Tabelle 5 werden bei einem sehr hohen Durchsetzungsvermögen die Baumartenanteile nicht verändert. Bei einem hohen Durchsetzungsvermögen werden die Anteile um 20% verringert; bei einem mittleren Durchsetzungsvermögen um 40%, bei einem geringen Durchsetzungsvermögen um 60% und bei einem sehr geringen Durchsetzungsvermögen um 80% (Tabelle 6). Wie bereits in den vorherigen Analyseschritten dargestellt, fehlen auch hier wissenschaftliche Grundlagen, um den direkten Zusammenhang zwischen baumartenspezifischem Durchsetzungsvermögen und Reduktionsumfang zu bestimmen. Aus diesem Grund wurden auch hier die Klassenuntergrenzen der fünf Kategorien als Reduktionszahlen gewählt, um dem Prinzip der Konservativität gerecht zu werden.

**Tabelle 6:** Reduktion der Baumartenanteile aufgrund des Durchsetzungsvermögens.

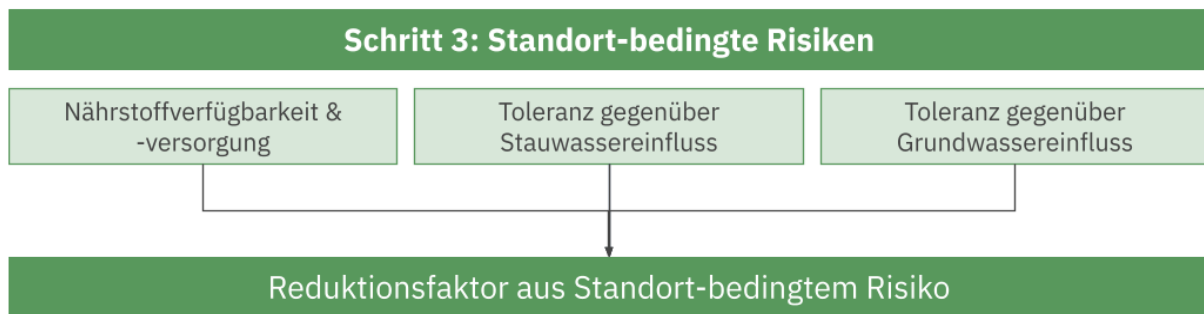
Durchsetzungsvermögen	Konkurrenz-bedingte Reduktion
Sehr gering (1)	-80%
Gering (2)	-60%
Mittel (3)	-40%
Hoch (4)	-20%
Sehr hoch (5)	0%

Der Reduktionsumfang entspricht im Wesentlichen dem komparativen Nachteil einer Baumart und abhängig von anderen vorkommenden Baumarten implizit auch ihrem komparativen Vorteil. Im Tool wird der Reduktionsumfang als Abweichung vom Durchschnittswert korrigiert, sodass die Gewichtung komparativ bewerteter Baumarten zunimmt und benachteiligter Baumarten abnimmt und der Durchschnittliche Reduktionsumfang über alle Baumarten Null entspricht. Der Effekt entspricht im Prinzip einer Mischungsregulierung.

## 4 Schritt 3: Standortbedingte Risiken

Der dritte Schritt widmet sich der **standortbedingten Risiken**. Nährstoffverfügbarkeit & -versorgung (Basensättigung) sowie die Feuchtestufe des Bodens dienen als Grundlage für die Baumarten-Ökogramme von Ellenberg & Leuschner (2010) und werden daher in der Literatur häufig als entscheidende Standortfaktoren für das Wachstum der einzelnen Baumarten betrachtet (vgl. Kunz et al., 2020).

Um die Basensättigung des Bodens zu bestimmen und die dadurch bedingten Anbaurisiken abzuleiten, wird die **Nährstoffverfügbarkeit & -versorgung** des Bodens mit dem baumartenspezifischen Nährstoffbedarf verrechnet. Gleichermaßen wird der **Stauwassereinfluss** und der **Grundwassereinfluss** untersucht und mit den baumartenspezifischen Ansprüchen an die Bodendurchlüftung abgeglichen.



**Abbildung 5:** Bestimmung der standortbedingten Risiken

### 4.1 Anbaurisiko durch Nährstoffverfügbarkeit & -versorgung

Die Nährstoffverfügbarkeit & -versorgung wird über eine gutachterliche Abschätzung Basensättigung angenähert. Da der positive Zusammenhang zwischen Basensättigung und Nährstoffverfügbarkeit (Trophie) wissenschaftlich nachgewiesen ist (vgl. Evers & Paar, 2013; Kunz et al., 2020), kann alternativ auch die Nährstoffverfügbarkeit (Trophie) des Bodens angegeben werden. Die Einstufung erfolgt in fünf Kategorien:



**Tabelle 7:** Einstufung der Basensättigung als Näherung zur Nährstoffverfügbarkeit & -versorgung (Trophie).

<b>Basensättigung</b> nach Kunz et al. (2020)	<b>Trophie</b> nach Evers & Paar (2013)	<b>Beschreibung</b> nach Kunz et al. (2020)
Sehr basenreich	Eutroph	<p><b>Beschreibung:</b> Gleichmäßig hohe Basensättigung von über 80% im gesamten Wurzelraum und hohe Calcium-, Magnesium- und Kaliumvorräte.</p> <p><b>Anhaltspunkte:</b> Es tritt keine Bodenversauerung auf. Basenbedürftige Baumarten wie Esche und Feldahorn finden eine optimale Nährstoffversorgung vor.</p>
Basenreich	Gut mesotroph	<p><b>Beschreibung:</b> Sehr ähnlich wie oben, aber wenig Kalium vorhanden.</p> <p><b>Anhaltspunkte:</b> Häufig auf Rendzinen und Kalkverwitterungslehmen wie beispielsweise in den Bayerischen Alpen und der Fränkischen Alb zu finden.</p>
Mittelbasisch	Mesotroph	<p><b>Beschreibung:</b> Der oberste Mineralboden ist deutlich basenarm und versauert. Darunter steigt die Basensättigung rasch auf hohe Werte an.</p> <p><b>Anhaltspunkte:</b> Nahezu alle Baumarten können auf diesen Standorten ihren Bedarf an Nährstoffen ohne Einschränkungen decken.</p>
Basenarm	Schwach mesotroph	<p><b>Beschreibung:</b> Im Vergleich zu "basenreich" ist der Oberboden tieferreichender versauert und basenverarmt. Erst im Unterboden findet sich eine hohe Basensättigung mit hohen Basenvorräten.</p> <p><b>Anhaltspunkte:</b> Typisch sind Braun- und Parabraunerden. Typische natürliche Waldgesellschaft: Waldmeister-Buchenwald.</p>



Sehr basenarm	Oligotroph	<p><b>Beschreibung:</b> Die Bodenversauerung reicht tief in den Wurzelraum. Erst in über einem Meter Tiefe steigt die Basensättigung auf über 20% an.</p> <p><b>Anhaltspunkte:</b> Beispielsweise auf Buntsandstein im Spessart oder Odenwald. Gelegentlich auf podsolierten Braun- und Parabraunerden. Typische natürliche Waldgesellschaft: Hainsimsen-Buchenwäld.</p>
---------------	------------	--

Anschließend ist die standortspezifische Basensättigung mit den von Forster et al. (2019) und Kunz et al. (2020) definierten baumartenspezifischen Ansprüchen abzugleichen. Ergebnis ist das Anbaurisiko pro Baumart, welches ebenfalls in fünf Kategorien eingeteilt ist.

**Tabelle 8:** Baumartenspezifisches Anbaurisiko durch Basensättigung.

Baumart	Anbaurisiko nach Forster et al. (2019) und Kunz et al. (2020)				
	Sehr basenreich (eutroph)	Basenreich (gut mesotroph)	Mittelbasisch (mesotroph)	Basenarm (schwach mesotroph)	Sehr basenarm (oligotroph)
Fichte	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)
Tanne	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)
Kiefer	Gering (2)	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)
Lärche, Eur.	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)
Douglasie	Gering (2)	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)
Buche	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)
Stieleiche	Gering (2)	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)
Traubeneiche	Gering (2)	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)
Bergahorn	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Gering (2)	Mittel (3)	Sehr hoch (5)
Spitzahorn	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Gering (2)	Mittel (3)	Sehr hoch (5)
Feldahorn	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Mittel (3)	Sehr hoch (5)	Sehr hoch (5)
Esche	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Mittel (3)	Sehr hoch (5)	Sehr hoch (5)
Winterlinde	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Gering (2)	Mittel (3)	Hoch (4)



Sommerlinde	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Mittel (3)	Hoch (4)	Sehr hoch (5)
Bergulme	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Mittel (3)	Hoch (4)	Sehr hoch (5)
Hainbuche	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Gering (2)	Gering (2)	Mittel (3)
Schwarzerle	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Hoch (4)	Sehr hoch (5)
Sandbirke	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)
Elsbeere	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Mittel (3)	Hoch (4)	Sehr hoch (5)
Speierling	Sehr gering (1)	Gering (2)	Mittel (3)	Hoch (4)	Sehr hoch (5)
Vogelbeere	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)
Küstentanne	Mittel (3)	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Gering (2)
Schwarzkiefer	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Gering (2)	Mittel (3)
Lärche, Jap.	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Gering (2)
Roteiche	Gering (2)	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Gering (2)
Zerreiche	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Gering (2)	Mittel (3)
Flaumeiche	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Gering (2)	Mittel (3)
Ahorn, Franz.	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Mittel (3)	Hoch (4)
Wildbirne	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Gering (2)	Mittel (3)
Vogelkirsche	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Gering (2)	Hoch (4)	Sehr hoch (5)
Edelkastanie	Gering (2)	Gering (2)	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Gering (2)
Robinie	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Gering (2)	Mittel (3)

Abgeleitet von Tabelle 8 werden bei einem sehr geringen Anbaurisiko die risikobedingte Gewichtung nicht verändert. Bei einem geringen Anbaurisiko wird die risikobedingte Gewichtung um 20% verringert; bei einem mittleren Anbaurisiko um 40%, bei einem hohen Anbaurisiko um 60% und bei einem sehr hohen Anbaurisiko um 80%. Wie bereits in den vorherigen Analyseschritten dargestellt, fehlen auch hier wissenschaftliche Grundlagen, um den direkten Zusammenhang zwischen dem Anbaurisiko aufgrund der Basensättigung und Reduktionsumfang zu bestimmen. Aus diesem Grund wurden auch hier die Klassenuntergrenzen der fünf Kategorien als Reduktionszahlen gewählt, um dem Prinzip der Konservativität gerecht zu werden.

**Tabelle 9:** Reduktion der risikobedingten Gewichtung aufgrund der Basensättigung.

Anbaurisiko	Nährstoffbedingte Reduktion
Sehr gering (1)	-0%
Gering (2)	-20%
Mittel (3)	-40%
Hoch (4)	-60%
Sehr hoch (5)	-80%

## 4.2 Anbaurisiko durch Stauwassereinfluss

Im Rahmen des zweiten Parameters wird untersucht, zu welchem Grad der Boden durch Stauwasser beeinflusst wird. Diese Information soll anschließend mit dem baumartenspezifischen Anbaurisiko, welches durch Forster et al. (2019) und Kunz et al. (2020) definiert ist, verglichen werden. Dazu muss zunächst mithilfe der verfügbaren forstlichen Standortkartierung angegeben werden, ob der Boden gering, mäßig oder stark durch Stauwasser beeinflusst ist. Tabelle 10 zeigt das davon abgeleitete Anbaurisiko pro Baumart.

**Tabelle 10:** Baumartenspezifisches Anbaurisiko durch Stauwassereinfluss.

Baumart	Anbaurisiko nach Forster et al. (2019) und Kunz et al. (2020)		
	Anbaurisiko bei geringem Stauwassereinfluss	Anbaurisiko bei mäßigem Stauwassereinfluss	Anbaurisiko bei starkem Stauwassereinfluss
Fichte	Sehr gering (1)	Mittel (3)	Sehr hoch (5)
Tanne	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)
Kiefer	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)
Lärche, Eur.	Sehr gering (1)	Mittel (3)	Sehr hoch (5)
Douglasie	Sehr gering (1)	Gering (2)	Sehr hoch (5)
Buche	Sehr gering (1)	Gering (2)	Mittel (3)
Stieleiche	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)
Traubeneiche	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Gering (2)



Bergahorn	Sehr gering (1)	Gering (2)	Mittel (3)
Spitzahorn	Sehr gering (1)	Gering (2)	Mittel (3)
Feldahorn	Sehr gering (1)	Gering (2)	Mittel (3)
Esche	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Gering (2)
Winterlinde	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Mittel (3)
Sommerlinde	Sehr gering (1)	Gering (2)	Sehr hoch (5)
Bergulme	Sehr gering (1)	Gering (2)	Hoch (4)
Hainbuche	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)
Schwarzerle	Sehr gering (1)	Mittel (3)	Gering (2)
Sandbirke	Sehr gering (1)	Gering (2)	Mittel (3)
Elsbeere	Sehr gering (1)	Gering (2)	Hoch (4)
Speierling	Sehr gering (1)	Hoch (4)	Hoch (4)
Vogelbeere	Sehr gering (1)	Gering (2)	Mittel (3)
Küstentanne	Sehr gering (1)	Gering (2)	Gering (2)
Schwarzkiefer	Sehr gering (1)	Hoch (4)	Sehr hoch (5)
Lärche, Jap.	Sehr gering (1)	Gering (2)	Hoch (4)
Roteiche	Sehr gering (1)	Gering (2)	Mittel (3)
Zerreiche	Sehr gering (1)	Gering (2)	Mittel (3)
Flaumeiche	Sehr gering (1)	Mittel (3)	Hoch (4)
Ahorn, Franz.	Sehr gering (1)	Mittel (3)	Hoch (4)
Wildbirne	Sehr gering (1)	Gering (2)	Mittel (3)
Vogelkirsche	Sehr gering (1)	Mittel (3)	Hoch (4)
Edelkastanie	Sehr gering (1)	Hoch (4)	Sehr hoch (5)
Robinie	Sehr gering (1)	Gering (2)	Sehr hoch (5)

Abgeleitet von Tabelle 10 werden bei einem sehr geringen Anbaurisiko die Baumartenanteile nicht verändert. Bei einem geringen Anbaurisiko wird die risikobedingte Gewichtung um 20% verringert; bei einem mittleren Anbaurisiko um 40%, bei einem hohen Anbaurisiko um 60% und bei einem sehr hohen Anbaurisiko um 80%. Wie bereits in den vorherigen Analyseschritten dargestellt, fehlen auch hier wissenschaftliche Grundlagen, um den direkten Zusammenhang zwischen Anbaurisiko aufgrund des Stauwassereinflusses und Reduktionsumfang zu bestimmen. Aus diesem Grund wurden auch hier die

Klassenuntergrenzen der fünf Kategorien als Reduktionszahlen gewählt, um dem Prinzip der Konservativität gerecht zu werden.

**Tabelle 11:** Reduktion der risikobedingten Gewichtung aufgrund von Stauwassereinfluss.

Anbaurisiko	Stauwasserbedingte Reduktion
Sehr gering (1)	-0%
Gering (2)	-20%
Mittel (3)	-40%
Hoch (4)	-60%
Sehr hoch (5)	-80%

### 4.3 Anbaurisiko durch Grundwassereinfluss

Wie zuvor muss zunächst mithilfe der verfügbaren forstlichen Standortkartierungen angegeben werden, ob der Boden gering, mäßig oder stark durch Grundwasser beeinflusst ist. Bei starkem Grundwassereinfluss muss zusätzlich eingetragen werden, ob die betrachtete Projektfläche eben (weniger als 5 Grad) oder geneigt (mehr als fünf Grad) ist, da Forster et al. (2019) und Kunz et al. (2020) das baumartenspezifische Anbaurisiko entsprechend unterscheiden. Die abgeleiteten Anbaurisiken pro Baumart werden in Tabelle 12 dargestellt.

**Tabelle 12:** Baumartenspezifisches Anbaurisiko durch Grundwassereinfluss.

Baumart	Anbaurisiko nach Forster et al. (2019) und Kunz et al. (2020)			
	Geringer Grundwassereinfluss	Mäßiger Grundwassereinfluss	Starker Grundwassereinfluss (Geneigt)	Starker Grundwassereinfluss (Eben)
Fichte	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Mittel (3)	Hoch (4)
Tanne	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Gering (2)
Kiefer	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Gering (2)
Lärche, Eur.	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Hoch (4)	Sehr hoch (5)



Douglasie	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Hoch (4)	Sehr hoch (5)
Buche	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Hoch (4)	Sehr hoch (5)
Stieleiche	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Gering (2)
Traubeneiche	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Mittel (3)	Hoch (4)
Bergahorn	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Mittel (3)	Hoch (4)
Spitzahorn	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Mittel (3)	Hoch (4)
Feldahorn	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Mittel (3)	Hoch (4)
Esche	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Gering (2)
Winterlinde	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Mittel (3)	Hoch (4)
Sommerlinde	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Hoch (4)	Sehr hoch (5)
Bergulme	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Gering (2)	Mittel (3)
Hainbuche	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Gering (2)
Schwarzerle	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)
Sandbirke	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Gering (2)
Elsbeere	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Hoch (4)	Sehr hoch (5)
Speierling	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Hoch (4)	Sehr hoch (5)
Vogelbeere	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Gering (2)
Küstentanne	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Gering (2)	Mittel (3)
Schwarzkiefer	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Mittel (3)	Hoch (4)
Lärche, Jap.	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Gering (2)	Mittel (3)
Roteiche	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Gering (2)	Hoch (4)
Zerreiche	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Gering (2)	Mittel (3)
Flaumeiche	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Mittel (3)	Hoch (4)
Franz.. Ahorn	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Mittel (3)	Sehr hoch (5)
Wildbirne	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Gering (2)
Vogelkirsche	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Mittel (3)	Hoch (4)
Edelkastanie	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Hoch (4)	Sehr hoch (5)
Robinie	Sehr gering (1)	Sehr gering (1)	Gering (2)	Mittel (3)

Abgeleitet von Tabelle 12 werden bei einem sehr geringen Anbaurisiko die Baumartenanteile nicht verändert. Bei einem geringen Anbaurisiko wird die risikobedingte Gewichtung um 20% verringert; bei einem mittleren Anbaurisiko um 40%, bei einem hohen



Anbaurisiko um 60% und bei einem sehr hohen Anbaurisiko um 80% (Tabelle 13). Wie bereits in den vorherigen Analyseschritten dargestellt, fehlen auch hier wissenschaftliche Grundlagen, um den direkten Zusammenhang zwischen Anbaurisiko aufgrund des Grundwassereinflusses und Reduktionsumfang zu bestimmen. Aus diesem Grund wurden auch hier die Klassenuntergrenzen der fünf Kategorien als Reduktionszahlen gewählt, um dem Prinzip der Konservativität gerecht zu werden.

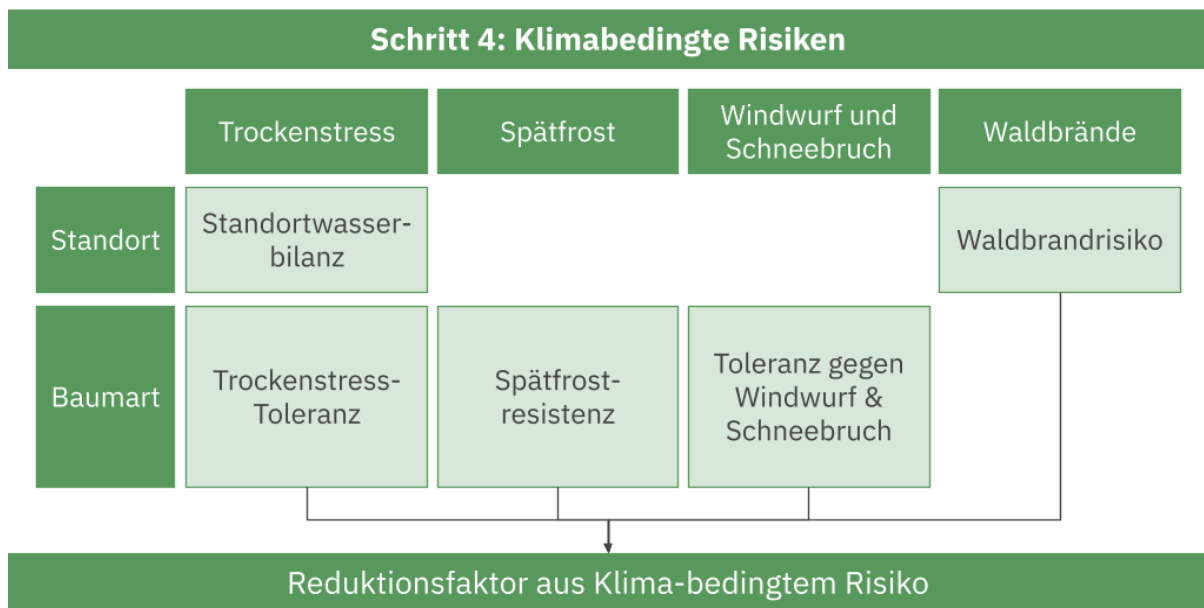
**Tabelle 13:** Reduktion der risikobedingten Gewichtung aufgrund von Grundwassereinfluss.

Anbaurisiko	Grundwasserbedingte Reduktion
Sehr gering (1)	-0%
Gering (2)	-20%
Mittel (3)	-40%
Hoch (4)	-60%
Sehr hoch (5)	-80%

## 5 Schritt 4: Klimabedingte Risiken

Im letzten Schritt werden die **klimabedingten Risiken** der Baumarten bestimmt. Berücksichtigt werden dabei das **Trockenstressrisiko**, **Spätfrostisiko**, **Windwurfisiko** und das **Waldbrandrisiko**.

Für die Bestimmung des Trockenstressrisikos wird die Klimatische Wasserbilanz (KWB) mit der nutzbaren Feldkapazität im effektiven Wurzelraum verrechnet, um die Standortwasserbilanz (SWB) zu erhalten. Dieses wird anschließend mit dem baumartenspezifischen Trockenstressrisiko nach Spellmann et al. (2020) abgeglichen. Das Spätfrostisiko wird ausgehend von den lokalen Gegebenheiten und der Empfindlichkeit der Baumarten eingestuft. Beim Windwurfisiko kann hingegen einzig die Empfindlichkeit der Baumarten berücksichtigt werden, nicht aber die Exposition gegenüber potenziellen Ereignissen. Die Bestimmung des projektspezifischen Waldbrandrisikos erfolgt ausschliesslich über den vom Deutschen Wetterdienst geführten Waldbrand-Index.



**Abbildung 6:** Bestimmung des klimabedingten Risikos.



## 5.1 Trockenstressrisiko durch Toleranz der Standortwasserbilanz

Laut Augustin und Braun (2016) gibt es viele verschiedene Ansätze, um das Trockenstressrisiko zu bestimmen, die jedoch alle auf der Bilanzierung des Wasserhaushaltes basieren. Die wichtigsten Größen sind dabei der Niederschlag, die Verdunstung und der Bodenwasserspeicher. Durch die Verrechnung des Niederschlags mit der potenziellen Verdunstung erhält man die klimatische Wasserbilanz (KWB), welche das Wasserangebot eines Standorts oder einer Region definiert.

$$\text{Klimatische Wasserbilanz (KWB)} = \text{Niederschlag} - \text{Potenzielle Verdunstung}$$

Die Klimatische Wasserbilanz kann bei Bedarf in einem Online-Tool ([Link](#)) für Klimafolgen des Potsdam-Institutes für Klimafolgenforschung PIK e.V. und der WetterOnline Meteorologische Dienstleistungen GmbH abgerufen werden. Um künftige Extremereignisse mitzuberücksichtigen, wird das 90%-Perzentil des Projektionszeitraumes 2040-2070 aus dem Klimaszenario RCP 4.5 als Bemessungsereignis hinzugezogen. Dieser Projektionszeitraum wird von Forst- und Versuchsanstalten häufig als Referenz genommen.

Um eine genauere Beschreibung des Wasserangebotes eines Standorts oder einer Region zu erhalten, muss die klimatische Wasserbilanz um den Bodenwasserspeicher erweitert werden. Das Wasserangebot im Boden beeinflusst nachweislich das Wachstum und die Vitalität der Bäume. Dies trifft besonders auf die Fichte zu. Studien haben nachgewiesen, dass ein geringeres Wasserangebot über den Boden eine geringere Benadelung, eine stärkere Kronenverlichtung und ein reduziertes Triebwachstum zur Folge hat (Augustin & Braun, 2016).

Die Wasserspeicherkapazität des Bodens hängt von verschiedenen Faktoren ab. Der entscheidende ist dabei die Bodenart, also die Zusammensetzung des Bodens aus Sand, Schluff und Ton. Je nach Zusammensetzung wird das Wasser im Boden fester oder weniger fest gebunden. Die Menge an Wasser, die gegen die Schwerkraft im Boden gehalten werden kann und den Pflanzen zur Verfügung steht, wird auch nutzbare Feldkapazität genannt. Diese ist bei sandigen Böden besonders gering, da die Poren weit sind und nur wenig Wasser gehalten werden kann. Tonige Böden hingegen sind sehr feinporig und binden das Wasser so fest, dass eine Aufnahme durch die Wurzeln nur geringfügig möglich ist. Die höchste Wasserspeicherkapazität wird daher schluffigen Böden zugeschrieben (Augustin & Braun, 2016).

Um die zuvor aufgeführte klimatische Wasserbilanz um den Bodenwasserspeicher zu erweitern, soll daher die Bodenart auf der betrachteten Projektfläche anhand verfügbarer forstlicher Standortkartierungen festgestellt werden. Bei Bedarf kann die Bodenart durch

Proben und anhand eines Tools ([Link](#)) bestimmt werden (nach der AK Standortkartierung in der AG Forsteinrichtung, 2003). Tabelle 14 zeigt die nutzbare Feldkapazität der einzelnen Bodenarten nach Blume (2010).

**Tabelle 14:** Einstufung der Wasserspeicherkapazität.

<b>Bodenart</b> nach Blume (2010)	<b>Nutzbare Feldkapazität (mm)</b> nach Blume (2010)
Grobsand	25
Mittelsand	55
Feinsand	65
Lehmiger Sand	120
Ton	120
Schluffiger Sand	135
Toniger Lehm	140
Sandiger Lehm	160
Schluffiger Lehm	170
Toniger Schluff	200
Sandiger Schluff	220
Schluff	240

Erweitert man die Klimatische Wasserbilanz (KWB) durch den Bodenwasserspeicher in Form der nutzbaren Feldkapazität (nFK) erhält man die Standortwasserbilanz (SWB), welche eine genauere Beschreibung des Wasserangebots eines Standorts oder einer Region ermöglicht.

$$\text{Standortwasserbilanz (SWB)} = \text{Klimatische Wasserbilanz} + \text{nutzbare Feldkapazität}$$

Die Standortwasserbilanz kann anschließend mit dem baumartenspezifischen Trockenstressrisiko nach Spellmann et al. (2020) abgeglichen werden, wie in Tabelle 15 abgebildet.

**Tabelle 15:** Baumartenspezifisches Trockenstressrisiko.

Baumart	Trockenstressrisiko nach Spellmann et al. (2020)		
	Gering	Mittel	Hoch
Bergahorn	> -150 mm	-150 bis -350 mm	< -350 mm
Bergkiefer	> -200 mm	-200 bis -450 mm	< -450 mm
Bergulme	> -50 mm	-50 bis -100 mm	< -100 mm
Buche	> -50 mm	-50 bis -100 mm	< -100 mm
Douglasie	> -150 mm	-150 bis -350 mm	< -350 mm
Esche	> -150 mm	-150 bis -350 mm	< -350 mm
Lärche, Eur.	> -150 mm	-150 bis -350 mm	< -350 mm
Feldahorn	> -150 mm	-150 bis -350 mm	< -350 mm
Fichte	> 0 mm	0 bis -80 mm	< -80 mm
Hainbuche	> -150 mm	-150 bis -350 mm	< -350 mm
Lärche, Jap.	> -50 mm	-50 bis -100 mm	< -100 mm
Küstentanne	> -150 mm	-150 bis -350 mm	< -350 mm
Moorbirke	> 0 mm	0 bis -80 mm	< -80 mm
Roteiche	> -150 mm	-150 bis -350 mm	< -350 mm
Roterle	> 0 mm	0 bis -80 mm	< -80 mm
Sandbirke	> -200 mm	-200 bis -450 mm	< -450 mm
Schwarzkiefer	> -200 mm	-200 bis -450 mm	< -450 mm
Schwarznuss	> -50 mm	-50 bis -100 mm	< -100 mm
Sommerlinde	> -150 mm	-150 bis -350 mm	< -350 mm
Spitzahorn	> -150 mm	-150 bis -350 mm	< -350 mm
Stieleiche	> -150 mm	-150 bis -350 mm	< -350 mm
Traubeneiche	> -150 mm	-150 bis -350 mm	< -350 mm
Waldkiefer	> -200 mm	-200 bis -450 mm	< -450 mm
Weißtanne	> -50 mm	-50 bis -100 mm	< -100 mm
Winterlinde	> -150 mm	-150 bis -350 mm	< -350 mm
Zirbelkiefer	> -200 mm	-200 bis -450 mm	< -450 mm



Aufgrund der erhöhten Empfindlichkeit der Verjüngung gegenüber Trockenstress im Vergleich zu ausgewachsenen Beständen wurden die Klassenmitten der drei Kategorien als Reduktionfaktoren gewählt. Abgeleitet von Tabelle 15 werden bei einem geringen Trockenstressrisiko die Baumartenanteile um 17% (Klassenmitte von 0-33%) verändert. Bei einem mittleren Trockenstressrisiko wird die risikobedingte Gewichtung um 50% (Klassenmitte von 33-66%) verringert und bei einem hohen Trockenstressrisiko um 83% (Klassenmitte von 66-100%; Tabelle 16). Wie bereits in den vorherigen Analyseschritten dargestellt, fehlen auch hier wissenschaftliche Grundlagen, um den direkten Zusammenhang zwischen Trockenstressrisiko und Reduktionsumfang zu bestimmen. Erst eine Standortwasserbilanz von über 0 mm zieht eine Reduktion von 0% nach sich.

**Tabelle 16:** Reduktion der risikobedingten Gewichtung aufgrund von Trockenstress.

Trockenstressrisiko	Trockenheitsbedingte Reduktion
Gering (0-33%)	-17%
Mittel (33-66%)	-50%
Hoch (66-100%)	-83%

Laut Spellmann et al. (2020) ist eine solche baumartenspezifische Trockenstressrisikoanalyse für hydromorphe Standorte (Grund- und Stauwasser beeinflusste Böden) nicht geeignet. Stattdessen empfiehlt sich für solche Standorte die baumartenspezifische Eignung auf Grundlage der Nährstoffversorgung (Basensättigung) und Feuchtestufen festzustellen (Spellmann et al., 2020), wie sie in Schritt 3.2 und 3.3. untersucht werden. Entsprechend soll der hier vorgestellte Analyseschritt übersprungen werden, wenn in Schritt 3.2 oder 3.3 festgestellt wurde, dass es sich um einen hydromorphen Standort handelt.

## 5.2 Windwurfrisiko durch Resistenz gegen Windwurf und Schneebruch

Die *Resistenz gegen Windwurf und Schneebruch* berücksichtigt baumartenspezifisch die Tendenz zur tiefen und festen Durchwurzelung, die Kronenform und ob die betroffene Baumart im Winter belaubt oder unbelaubt ist (Kunz et al., 2020). Die Klassifizierung der Faktoren pro Baumart wie sie in Tabelle 10 zu sehen ist, wurde auf Basis von Otto (1994) erstellt und von Kunz et al. (2020) anhand aktueller Daten angepasst. Die Aggregation in Resistenz gegen Windwurf- und Schneebruch liegt in der Beurteilung der mechanischen Belastung und Eigenschaften der Baumarten begründet, die bei beiden Gefahrentypen als



ähnlich angesehen werden. Bislang gibt es keine deutschlandweit einheitliche und aufgreifbare Grundlagen, um die lokale Exposition gegenüber Stürmen in die Beurteilung des Windwurftrisikos integrieren zu können.

**Tabelle 17:** Baumartenspezifische Resistenz gegen Windwurf und Schneebruch.

<b>Baumart</b>	<b>Resistenz gegen Windwurf und Schneebruch</b> nach Otto (1994) und Forster et al. (2019)
Aspe	Gering (2)
Bergahorn	Hoch (4)
Bergkiefer	Sehr hoch (5)
Bergulme	Sehr hoch (5)
Buche	Hoch (4)
Eibe	Hoch (4)
Elsbeere	Sehr hoch (5)
Esche	Hoch (4)
Lärche, Eur.	Hoch (4)
Feldahorn	Hoch (4)
Fichte	Sehr gering (1)
Flatterulme	Sehr hoch (5)
Grauerle	Mittel (3)
Hainbuche	Hoch (4)
Mehlbeere	Sehr hoch (5)
Moorbirke	Gering (2)
Roterle	Mittel (3)
Sandbirke	Gering (2)
Silberweide	Mittel (3)
Sommerlinde	Hoch (4)
Speierling	Sehr hoch (5)
Spitzahorn	Hoch (4)
Stieleiche	Sehr hoch (5)
Traubeneiche	Sehr hoch (5)
Vogelbeere	Sehr hoch (5)



Waldkiefer	Gering (2)
Walnuss	Hoch (4)
Weißtanne	Sehr hoch (5)
Wildapfel	Hoch (4)
Wildbirne	Hoch (4)
Wildkirsche	Hoch (4)
Winterlinde	Hoch (4)
Zirbelkiefer	Sehr hoch (5)

Bei einer sehr hohen Resistenz gegen Windwurf und Schneebruch werden die Baumartenanteile nicht verändert. Bei einer hohen Resistenz wird die risikobedingte Gewichtung um 20% verringert; bei einer mittleren Resistenz um 40%, bei einer geringen Resistenz um 60% und bei einer sehr geringen Resistenz um 80%. Wie bereits in den vorherigen Analyseschritten dargestellt, fehlen auch hier wissenschaftliche Grundlagen, um den direkten Zusammenhang zwischen Resistenz gegen Windwurf und Schneebruch und Reduktionsumfang zu bestimmen. Aus diesem Grund wurden auch hier die Klassenuntergrenzen der fünf Kategorien als Reduktionszahlen gewählt, um dem Prinzip der Konservativität gerecht zu werden.

**Tabelle 18:** Reduktion der risikobedingten Gewichtung aufgrund des Waldbrandrisikos

<b>Windwurf- und Schneebruchrisiko</b>	<b>Windwurf- und schneebruchbedingte Reduktion</b>
Sehr gering (1)	-0%
Gering (2)	-20%
Mitte (3)l	-40%
Hoch (4)	-60%
Sehr hoch (5)	-80%



### 5.3 Spätfrostisiko durch Spätfrostempfindlichkeit

Nach dem Ende der Winterruhe kann ein erneuter Kälteeinbruch in der frühen Austriebsphase Schäden an den Trieben verursachen, die zum Absterben der Triebe oder des Baumes führen können (Dimke 2015). Jungbäume in Flächen mit freiland-ähnlichen Bedingungen sind für letzteres besonders empfindlich.

Das Risiko für solche Spätfrostschäden hängt eng mit dem lokalen Relief, Bewölkung und der Exposition der Fläche (Abstrahlverhalten) zusammen. Ausserdem wird beobachtet, dass die temperaturbedingte Verschiebung des Vegetationsbeginns schneller voranschreitet, als die Verschiebung des Zeitpunkts des letzten Frostereignisses (Vitasse et al. 2018). Es ist aber davon auszugehen, dass das Spätfrostisiko dadurch insbesondere in Höhenlagen über 800 m.ü.M zunimmt, während in Höhenlagen darunter von keiner signifikanten Veränderung des Risikos auszugehen ist (Vitasse et al. 2018).

In der Folge ist die standörtliche Exposition gegenüber Spätfrost entsprechend dieser Einflussfaktoren lokal zu beurteilen. Die Empfindlichkeit der Baumarten gegenüber Spätfrost wurde von Roloff und Grundmann (2008) klassifiziert (Tabelle 17).

**Tabelle 17:** Baumartenspezifische Spätfrostempfindlichkeit.

<b>Baumart</b>	<b>Spätfrostempfindlichkeit</b> nach Roloff & Grundmann (2008)
Aspe	Sehr gering (1)
Bergahorn	Gering (2)
Bergkiefer	Sehr gering (1)
Bergulme	Gering (2)
Buche	Bedingt (3)
Douglasie	Gering (2)
Edelkastanie	Bedingt (3)
Eibe	Gering (2)
Elsbeere	Gering (2)
Esche	Bedingt (3)
Feldahorn	Gering (2)
Fichte	Gering (2)
Flatterulme	Gering (2)
Flaumeiche	Gering (2)2



Grauerle	Sehr gering (1)
Hainbuche	Gering (2)
Küstentanne	Bedingt (3)
Lärche, Eur.	Gering (2)
Mehlbeere	Gering (2)
Moorbirke	Sehr gering (1)
Robinie	Gering (2)
Roteiche	Gering (2)
Sandbirke	Sehr gering (1)
Schwarzerle	Gering (2)
Schwarzkiefer	Sehr gering (1)
Silberweide	Sehr gering (1)
Sommerlinde	Gering (2)
Speierling	Gering (2)
Spitzahorn	Gering (2)
Stieleiche	Gering (2)
Traubeneiche	Gering (2)
Vogelbeere	Sehr gering (1)
Waldkiefer	Sehr gering (1)
Walnuss	Hoch (4)
Weisstanne	Hoch (4)
Wildapfel	Bedingt (3)
Wildbirne	Bedingt (3)
Wildkirsche	Gering (2)
Winterlinde	Gering (2)
Zerreiche	Bedingt (3)
Zirbelkiefer	Sehr gering (1)

Bei einem sehr geringen Spätfrostempfindlichkeit werden die Baumartenanteile nicht verändert. Bei einer geringen Spätfrostempfindlichkeit wird die risikobedingte Gewichtung der Baumarten um 25% verringert; bei einer mittleren Spätfrostempfindlichkeit um 50%, bei einer hohen Spätfrostempfindlichkeit um 60% und bei einer sehr hohen Spätfrostempfindlichkeit um 80%. Wie bereits in den vorherigen Analyseschritten

dargestellt, fehlen auch hier wissenschaftliche Grundlagen, um den direkten Zusammenhang zwischen Waldbrandrisiko und Reduktionsumfang zu bestimmen. Aus diesem Grund wurden auch hier die Klassenuntergrenzen der vier Kategorien als Reduktionszahlen gewählt, um dem Prinzip der Konservativität gerecht zu werden.

**Tabelle 18:** Reduktion der Baumartenanteile aufgrund der Spätfrostempfindlichkeit.

Spätfrostempfindlichkeit	Waldbrand-bedingte Reduktion der Baumartenanteile
Sehr gering (1)	-0%
Gering (2)	-25%
Mittel (3)	-50%
Hoch (4)	-75%

## 5.4 Waldbrandrisiko

Das Deutsche Klimakonsortium (2021) geht davon aus, dass das Waldbrandrisiko in Teilen Deutschlands erheblich zunehmen wird, weshalb dieser Faktor mitberücksichtigt wird. Der Deutsche Wetterdienst (DWD) misst dieses Risiko anhand des kanadischen Fire Weather Index (FWI), der auf Mittagswerten der Lufttemperatur, der relativen Luftfeuchte und Windgeschwindigkeit sowie der 24-stündigen Niederschlagsmenge beruht (Van Wagner 1987).

Im Allgemeinen lassen sich aus der Wassersituation der oberen Bodenschichten und der Streufeuchte sowie der Windgeschwindigkeit das dynamische Angebot brennbarer Biomasse und die Laufgeschwindigkeit der Feuerfront abschätzen. Beide Größen bestimmen die Feuerintensität, die im FWI als fünfstufiges Maß für den Bekämpfungsaufwand ausgegeben wird (Stufe 1 = sehr geringe, Stufe 5 = sehr hohe Intensität). Dabei wird vom DWD ein Kiefernbestand mit einer Nadelstreuaufgabe auf einer Rohhumusdecke zu grunde gelegt. Da ein solcher Bestand als zünd- und brennfähiger als andere gilt, widerspiegelt der FWI in Deutschland ein eher pessimistisches Szenario. Verstärkte Präventionsmaßnahmen werden in den meisten Bundesländern erst bei Erreichen der Schwelle 4 eingeleitet.

Das standortspezifische Waldbrandrisiko kann im Online-Tool ([Link](#)) für Klimafolgen des Potsdam-Institutes für Klimafolgenforschung PIK e.V. und der WetterOnline Meteorologische Dienstleistungen GmbH abgerufen werden. Analog zum Referenzwert des Trockenstressrisikos wird das 90%-Perzentil des Projektionszeitraumes 2040-2070 aus dem Klimaszenario RCP 4.5 als Bemessungsereignis hinzugezogen. Die Risikounterteilung erfolgt in fünf Klassen, wie in Tabelle 17 dargestellt. Durch die flächige Wirkung und in vielen Fällen tiefgreifenden Veränderungen der Walddynamik nach Waldbränden wird auf eine baumartenspezifische Einordnung des Waldbrandrisikos verzichtet.

**Tabelle 19:** Einstufung des standortspezifischen Waldbrandrisikos.

<b>Waldbrand-Index</b> = Waldbrandrisiko-Klassen	<b>Bedeutung</b> nach PIK und WetterOnline (2021)
1	Sehr geringe Gefahr
2	Geringe Gefahr
3	Mittlere Gefahr
4	Hohe Gefahr
5	Sehr hohe Gefahr

Bei einem sehr geringen Waldbrandrisiko die Baumartenanteile nicht verändert. Bei einem geringen Waldbrandrisiko wird die risikobedingte Gewichtung der Baumarten pauschal um 20% verringert; bei einem mittleren Waldbrandrisiko um 40%, bei einem hohen Waldbrandrisiko um 60% und bei einem sehr hohen Waldbrandrisiko um 80%. Wie bereits in den vorherigen Analyseschritten dargestellt, fehlen auch hier wissenschaftliche Grundlagen, um den direkten Zusammenhang zwischen Waldbrandrisiko und Reduktionsumfang zu bestimmen. Aus diesem Grund wurden auch hier die Klassenuntergrenzen der fünf Kategorien als Reduktionszahlen gewählt, um dem Prinzip der Konservativität gerecht zu werden. Angaben aus dem Online-Tool werden auf die nächste ganze Zahl gerundet.

**Tabelle 20:** Reduktion der risikobedingten Gewichtung aufgrund des Waldbrandrisikos.

<b>Waldbrandrisiko-Klassen</b>	<b>Waldbrandbedingte Reduktion</b>
Sehr gering (1)	-0%
Gering (2)	-20%
Mittel (3)	-40%
Hoch (4)	-60%
Sehr hoch (5)	-80%



## 6 Kohlenstoffspeicherung

### 6.1 Risikobedingte Gewichtung

Als Ergebnis der vier vorangegangenen Analyseschritte erhält man neben des Naturverjüngungspotenzials in Baumartenanteilen (Schritt 1) die risikobedingte Gewichtung für das Wachstum der Baumarten (Schritte 2-4). Aufgrund der verschiedenen Reduktionsfaktoren ist die mittlere risikobedingte Gewichtung des Baumwachstums mit großer Wahrscheinlichkeit nicht 100%. Übersetzt bedeutet dies, dass das Naturverjüngungspotenzial einer Baumart durch verschiedene Risiken wachstumsmäßig im Mittel entsprechend eingeschränkt ist oder aus Langfristperspektive (im Sinne der Permanenz von 100 Jahren) nicht zu 100% erhalten bleibt. Aus wissenschaftlicher Sicht ist dies akzeptabel, da auf Sturmflächen ein Naturverjüngungspotenzial von 33 bis 83 Prozent festgestellt wurde (Brang, 2005).

### 6.2 Waldwachstum & Kohlenstoffspeicherung

Der erwartbare oberirdische Volumenzuwachs wird entsprechend des Naturverjüngungspotenzials der Baumarten (Baumartenanteil) und ihres spezifischen Risikos gewichtet (risikobedingte Gewichtung). Die Umrechnung in Tonnen gebundene CO<sub>2</sub>-Äquivalente erfolgt in einem indirekten Verfahren zunächst über die Expansion auf die unterirdische Biomasse (Root-to-Shoot Ratio; RTSR). Aus dem ober- und unterirdischen Volumen wird die totale Trockenmasse über spezifische Biomasse-Expansions-Faktoren (BEF) und Holzdichte (WD) angenähert. Auf das gebundene CO<sub>2</sub> wird über den Kohlenstoffgehalt der Trockenmasse ( $C = 0.5 \text{ tC/m}^3$ ) und dem Verhältnis der molaren Masse von C und CO<sub>2</sub> ( $3.67 \text{ tCO}_2/\text{tC}$ ) geschlossen.



## 7 Schlussfolgerung und Empfehlungen

Der vorgestellte Ansatz verfolgt das Ziel, die natürliche Wiederbewaldung auf Kalamitätsflächen entsprechend aktueller wissenschaftlicher Grundlagen nachzuvollziehen, um darauf aufbauend den Kohlenstoffgehalt im Baseline Szenario im Scope Wald-Wiederaufbau zu bestimmen.

Basierend auf zahlreichen wissenschaftlichen Studien von renommierten Versuchs- und Forschungsanstalten wurden vier Analyseschritte entwickelt, um die Modellierung der natürlichen Wiederbewaldung auf Kalamitätsflächen zu ermöglichen. Diese Analyseschritte wurden nach den Kriterien der Wissenschaftlichkeit, Konservativität und Praktikabilität entwickelt. Dennoch gibt es Einschränkungen, auf deren Basis die folgenden Empfehlungen formuliert wurden.

Wie bereits in der Studie hingewiesen, mangelt es an wissenschaftlicher Grundlage, um den Zusammenhang zwischen den verschiedenen Risiken und dem Reduktionsumfang der Baumartenanteile/Baumwachstums festzulegen. Vorrübergehend wurden daher die Untergrenzen der Risikoklassen als Reduktionszahlen übernommen, um so dem Prinzip der Konservativität zu entsprechen. Dennoch wird an dieser Stelle empfohlen, eine breitere wissenschaftliche Grundlage dafür zu schaffen.

Auch wurden für jeden Analyseschritt verschiedene Studien als Grundlage verwendet. Dies hat zur Folge, dass die verschiedenen Analyseschritte nur für bestimmte Baumarten anwendbar sind. Eine Erweiterung der Baumartenlisten der verschiedenen Studien ist daher zu empfehlen.

Generell wird empfohlen die vorgestellte Studie zur Modellierung des Baseline-Szenarios auf Kalamitätsflächen langfristig wissenschaftlich begleiten zu lassen.



## Literaturverzeichnis

- AK Standortkartierung in der AG Forsteinrichtung. (2003). *Forstliche Standortsaufnahme*. Eching, Deutschland: IHW-Verlag.
- Annighöfer P., Beckschäfer P., Vor T., Ammer C., 2015. Regeneration Patterns of European Oak Species (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl., *Quercus robur* L.) in Dependence of Environment and Neighborhood. *Plos One*, DOI:10.1371/journal.pone.0134935.
- Augustin, S., & Braun, S. (2016). *Der Wasserhaushalt der Waldböden*. Zürich, Schweiz.
- Avila, A. L., Häring, B., Rheinbay, B., Brüchert, F., Hirsch, M., & Albrecht, A. (2021). *Artensteckbriefe 2.0*. Freiburg, Deutschland: Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg (FVA BW).
- Baumann, M., Brang, P., Burger, T., Eyholzer, R., Herzog, S., Imesch, N., . . . Wehrli, A. (2010). Wald und Wild – Grundlagen für die Praxis. (B. f. (BAFU), Hrsg.) *Umwelt-Wissen, 1013*, S. 9-32.
- Benayas, J. M., & Bullock, J. M. (2015). Vegetation Restoration and Other Actions to Enhance Wildlife in European Agricultural Landscapes. In H. M. Pereira, & L. M. Navarro, *Rewilding European Landscapes* (S. 127-142). Basingstoke, Vereinigtes Königreich: Springer Open.
- Bircher N, Cailleret M, Huber M, Bugmann H, 2015. *Empfindlichkeit typischer Schweizer Waldbestände auf den Klimawandel*. Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen, 166 (6), S. 408-419.
- BLE. (2021). *Fachbegriffe und Abkürzungen*. Von Bundeswaldinventur: <https://www.bundeswaldinventur.de/service/fachbegriffe-und-abkuerzungen/> abgerufen
- Blume, H.-P., Brümmer, G. W., Horn, R., Kandeler, E., Kögel-Knabner, I., Kretschmar, R., . . . Welp, G. (2010). Böden als Pflanzenstandorte. In H.-P. Blume, G. W. Brümmer, R. Horn, E. Kandeler, I. Kögel-Knabner, R. Kretschmar, . . . G. Welp, *Lehrbuch der Bodenkunde* (S. 379-448). Heidelberg, Deutschland: Spektrum Akademischer Verlag.
- BMEL (Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft) 2018. Der Wald in Deutschland: Ausgewählte Ergebnisse der dritten Bundeswaldinventur. Berlin, 42 S.
- Bossuyt, B., & Hermy, M. (2001). Influence of land use history on seed banks in European temperate. *Ecography*, 24, S. 225-238.
- Brang, P. (2005). Räumliche Verteilung der Naturverjüngung auf grossen Lothar-Sturmflächen. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen (SZF)*, 156, pp. 467-476.
- Brang, P., Wohlgemuth, T., Bachofen, H., Kramer, K., Wasem, U., & Schwyzer, A. (2013). *Natürliche Wiederbewaldung von Sturmflächen in der Schweiz: Schlussbericht des*



- Projektes Wiederbewaldung Windwurfflächen 2008-2012*. Birmensdorf, Switzerland: Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft,.
- Dimke P., 2015. Spätfrostschäden - erkennen und vermeiden. Merkblatt 31. Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF), 3 S.
- Ellenberg, H., & Leuschner, C. (2010). *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen: In ökologischer, dynamischer und historischer Sicht*. Stuttgart, Deutschland: Ulmer Verlag.
- Evers, J., & Paar, U. (2013). *Bodenzustandserhebung (BZE II) und Standortskartierung*. Göttingen, Deutschland: Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt.
- Forster, M., Falk, W., Dr. Reger, B., Blaschke, M., Franz, C., Kanold, A., . . . Weber, K. (2019). *Klima – Boden – Baumartenwahl (Praxishilfe)*. Freising, Deutschland: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF).
- FVA BW. (2000). *Natürliche Wiederbewaldung von Sturmflächen*. Freiburg im Breisgau, Germany: Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg.
- Hagen, R., Kühl, N., Kröschel, M., & Suchant, R. (2020). Verbiss an Tanne und Eiche in Baden-Württemberg: Ein Vergleich zwischen nadelbaum- und laubbaumdominierten Waldbeständen. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung*, 190. Jg.(7/8), S. 161-168.
- Hanewinkel M, Cullmann DA, Schelhaas M-J, Nabuurs G-J, Zimmermann NE, 2013. Climate change may cause severe loss in the economic value of European forest land. *Nature Climate Change*, 3 (3), S. 203-207.
- IPCC. (2003). *Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry*. Genf, Schweiz.
- IPCC, (2013). *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, USA,, 1535 S.
- Klett. (2016). Verbreitung von Früchten und Samen. In *Natura Biologie, Naturphänomene und Technik* 5/6 (S. 403-406). Stuttgart, Deutschland: Ernst Klett Verlag GmbH,.
- Koch, R., & Brang, P. (2005). *Extensive Verjüngungsverfahren nach Lothar: Schlussbericht zuhanden der Forstdirektion des BUWAL*. Birmensdorf, Switzerland: Eidg. Forschungsanstalt WSL.
- Köhl M, Hildebrandt R, Olschofksy K, Köhler R, Rötzer T, Mette T, Pretzsch H, Köthke M, Dieter M, Abiy M, Makeschin F, Kenter B, 2010. *Combating the effects of climatic change on forests by mitigation strategies. Carbon Balance and Management*, 5 (1), 8.
- Küchler M, Küchler H, Bedolla A, Wohlgemuth T, 2015. *Response of Swiss forests to management and climate change in the last 60 years*. *Annals of Forest Science*, 72 (3), 311-320.



- Kunz, J. D., Mellert, K.-H. D., Forster, M., Falk, W., Seho, M. D., Reger, B. D., & Klemmt, H.-J. D. (2020). *Klima - Boden - Baumartenwahl (Praxishilfe, Band II)*. Freising, Deutschland: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF).
- Lindner M, Fitzgerald JB, Zimmermann NE, Reyer C, Delzon S, van der Maaten E, Schelhaas M-J, Lasch P, Eggers J, van der Maaten-Theunissen M, Suckow F, Psomas A, Poulter B, Hanewinkel M, 2014. *Climate change and European forests: What do we know, what are the uncertainties, and what are the implications for forest management?* Journal of Environmental Management, 146, S. 69-83.
- Martens, A. P., & Wiegel, U. (2012). *Von Früchten und Samen das Fliegen lernen*. Stuttgart, Deutschland: Baden-Württemberg Stiftung gGmbH.
- Meier, F., Engesser, R., Forster, B., Odermatt, O., & Angst, A. (2014). Forstschutz-Überblick 2013. *WSL Berichte*, 11, S. 16-18.
- Muntendorf, J. (2021). *Wildschäden im Wald – Schälschaden und Wildverbiss*. Abgerufen am August 2021 von Stiftung Unternehmen Wald: <https://www.wald.de/forstwirtschaft/waldschutz/wildschaeden-verbisschaeden/>
- Nobis, M., & Bürgi, A. (2004). Jungwald-Pflegekonzepte auf grossen Windwurfflächen. In C. Angst, A. Bürgi, P. Duelli, S. Egli, U. Heininger, K. Hindenlang, . . . T. Wohlgemuth, *Waldentwicklung nach Windwurf in tieferen Lagen der Schweiz. Schlussbericht eines Projektes im Rahmen des Programms "LOTHAR Evaluations- und Grundlagenprojekte"* (pp. 78-85). Birmensdorf, Switzerland: Eidg. Forschungsanstalt WSL.
- Nussbaumer, A., Waldner, P., Etzold, S., Gessler, A., Benham, S., Thomsen, I. M., . . . Wauer, A. (1. März 2016). Patterns of mast fruiting of common beech, sessile and common oak, Norway spruce and Scots pine in Central and Northern Europe. *Forest Ecology and Management*, 363, S. 237-251.
- Otto, H.-J. (1994). *Waldökologie*. Stuttgart, Deutschland: Verlag Eugen Ulmer.
- PIK und WetterOnline. (2021). *Waldbrandrisiko*. Von KlimafolgenOnline: <https://www.klimafolgenonline.com/> abgerufen
- Roloff A., Grundmann B., 2008. Klimawandel und Baumarten-Verwendung für Waldökosysteme. Technische Universität Dresden, 46 S.
- Rothkegel, W., Ruppert, O., & Klemmt, H.-J. (2020). Pionierbaumarten im Klimawandel - standörtliche und waldbauliche Aspekte. *LWF aktuell*, 127, 20-23.
- Schreiner, M. (2001). *Vorkommen und Ausbreitung von Brombeeren sowie ihre Bedeutung für die Naturverjüngung von Tannen-Fichten-Wäldern - dargestellt am Beispiel der Region "Oberer Neckar"* (Vol. 31). Freiburg im Breisgau, Germany: Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Projektbereich Waldökologie.
- Spathelf P, Bolte A, van der Maaten E, 2015. *Is Close-to-Nature Silviculture (CNS) an adequate concept to adapt forests to climate change?* Landbauforschung Volkenrode, 65, S. 161-170.



- Scherrer, D., Hildebrand, F., Dengler, J., Wohlgemuth, T., 2021. Mind the gaps: Comparison of representative vs opportunistic assessment of tree regeneration in Central European beech forests. *Forest Ecology and Management* 491, <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119179>
- Spellmann, H., Sutmöller, J., Schulz, C., & Nagel, R.-V. (2020). *Entscheidungshilfen zur klimaangepassten Baumartenauswahl*. Göttingen, Deutschland: Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt.
- Tiebel K (2021). Which factors influence the density of birch (*Betula pendula* Roth) seeds in soil seed banks in temperate woodlands? *Eur J Forest Res* 140: 1441–1455. - doi:10.1007/s10342-021-01411-x
- Tiebel K, Huth F, Wagner S (2018). Soil seed banks of pioneer tree species in European temperate forests: a review. *iForest - Biogeosciences and Forestry* 11: 48–57. - doi:10.3832/ifor2400-011
- Thünen-Institut. (2012). *Dritte Bundeswaldinventur (2012)*. Abgerufen am Oktober 2021 von Thünen: <https://bwi.info/?lang=de>
- Vitasse Y. , Schneider L., Rixenc C., Christend D. , Rebetez M., 2018. Increase in the risk of exposure of forest and fruit trees to spring frosts at higher elevations in Switzerland over the last four decades. *Agricultural and Forest Meteorology*, 248, 60-69.
- Van Wagner, C.E., 1987: Development and structure of the Canadian Forest Fire Weather Index System. Petawawa National Forestry Institute, Canadian Forestry Service, Ottawa, Forestry Technical Report 35.
- Zell J., Rohner B., Thürig E., Stadelmann G., 2019. Modeling ingrowth for empirical forest prediction systems. *Forest Ecology and Management*, 433, 771-779.
- Žemaitis P., Gilb W., Borowski Z., 2019. Importance of stand structure and neighborhood in European beech regeneration. *Forest Ecology and Management*, 448, 57-67.