

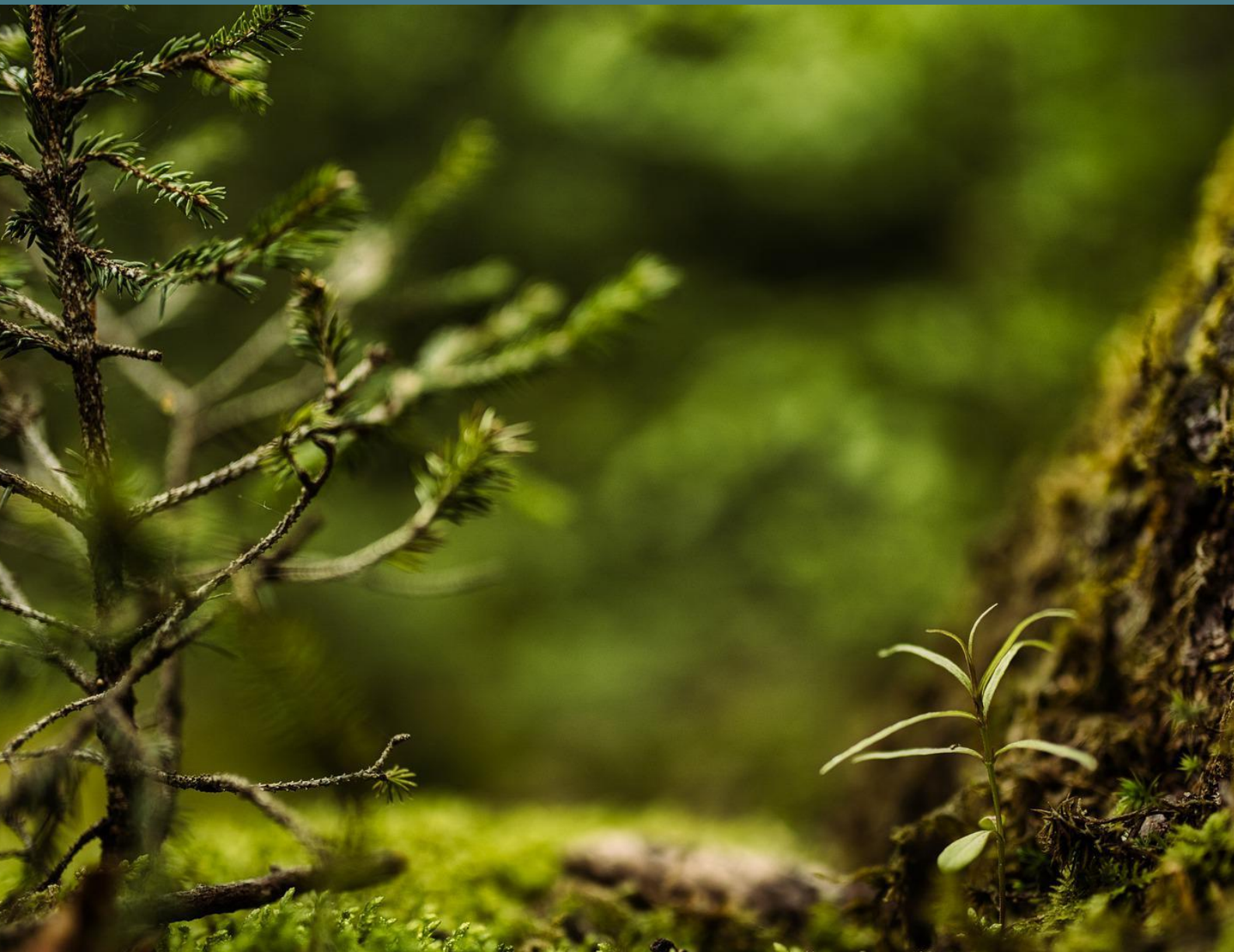
# WALDWANDEL

Pilotstudie Kärnten

 **BFW**  
Bundesforschungszentrum für Wald

umweltbundesamt<sup>u</sup>

Klimawandelanpassungen in der Waldbewirtschaftung:  
Chancen und Risiken nicht-heimischer Baumarten im  
Klagenfurter Becken



 Bundesministerium  
Land- und Forstwirtschaft,  
Regionen und Wasserwirtschaft

LAND  KÄRNTEN



# Klimawandelanpassung in der Waldbewirtschaftung: Chancen und Risiken nicht-heimischer Baumarten

(WaldWandel) – Pilotstudie Kärnten

Endbericht (06/2023)

# Impressum

## Projektnehmer:

Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald,  
Naturgefahren und Landschaft (BFW)  
Institut für Waldwachstum, Waldbau und Genetik  
Adresse: Seckendorff-Gudent-Weg 8, 1131 Wien

## Projektleiter: Silvio Schüler

Tel. : +43 1 87838 2228  
E-Mail: [silvio.schueler@bfw.gv.at](mailto:silvio.schueler@bfw.gv.at)

## Autor\*innen:

Julia Konic  
Silvio Schüler  
Carina Heiling  
Katharina Lapin  
Stephanie Salzmann  
Deboyjoti Chakraborty

## Kooperationspartner: Umweltbundesamt GmbH (UBA)

## Autoren:

Bernhard Schwarzl  
Helmut Kudrnovsky  
David Paternoster

## Finanzierungsstellen:

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft,  
Regionen und Wasserwirtschaft  
Amt der Burgenländischen Landesregierung  
Amt der Kärntner Landesregierung  
Amt der Niederösterreichischen Landesregierung  
Amt der Oberösterreichischen Landesregierung  
Amt der Salzburger Landesregierung  
Amt der Vorarlberger Landesregierung

## Projektlaufzeit: 01.10.2019 - 31.07.2023

Alle Rechte vorbehalten.

Wien, Juni 2023



# Inhaltsverzeichnis

1	Zusammenfassung .....	1
2	Projekthintergrund.....	2
3	Pilotregion Klagenfurter Becken .....	4
4	Pilotflächenbesichtigung.....	7
4.1	Forstbetrieb DI Maximilian Czernin, Krastowitz / Grafenstein.....	7
4.1.1	Roteichenfläche.....	7
4.1.2	Aufforstung mit verschiedenen Nussarten .....	8
4.1.3	Aufforstung mit Stiel-eichen und Eschen .....	8
4.1.4	Aufforstung mit Elsbeere, Speierling und Baumhasel.....	9
4.1.5	Versuchsfläche – neu .....	10
4.2	Forstbetrieb DI Günter Kleinszig – Revier Wolschart, St. Georgen am Längsee .....	12
4.2.1	Lindenblättrige Birke (Betula maximowicziana).....	13
4.2.2	Tannensaat.....	14
4.2.3	Tanne.....	14
4.2.4	Herkunftsversuch mit Küstenkiefer, Libanon Zeder und Douglasie .....	16
5	Schutzgebietskulisse und Schutzziele.....	18
6	Analyse der Gefährdung heimischer Baumarten.....	20
6.1	Fichte.....	21
6.2	Weißtanne .....	22
6.3	Lärche .....	23
6.4	Rotbuche .....	24
6.5	Weißkiefer.....	25
6.6	Eiche .....	26
7	Potenzialanalyse nicht-heimischer Baumarten.....	27
7.1	Küstentanne.....	28
7.2	Küstenkiefer .....	29
7.3	Monterey-Kiefer.....	30
7.4	Riesen-Lebensbaum.....	31
7.5	Douglasie .....	32
7.6	Schwarznuß.....	33
7.7	Roteiche .....	34
7.8	Rot-Esche.....	35
7.9	Robinie .....	36
8	Feldaufnahmen .....	37
8.1	Methode .....	37
8.1.1	Standortansprache .....	37
8.1.2	Erhebung der Verjüngung zur Evaluierung eines potentiellen Risikos.....	38

8.1.3	Winkelzählprobe .....	38
8.1.4	Bodenprofil .....	38
8.1.5	Natürliche Ausbreitung.....	38
8.2	Ergebnisse.....	39
8.2.1	Winkelzählprobe .....	41
8.2.2	Verjüngungsaufnahme .....	42
8.2.3	Bodenprofil .....	45
8.2.4	Natürliche Ausbreitung.....	46
8.2.5	Zusammenfassung.....	47
9	Standortspezifische Risikobewertung.....	48
9.1	Standortspezifische Risikobewertung in der Pilotregion Klagenfurter Becken .....	49
9.2	Pre Risk-Assessment.....	49
9.3	Schritt 1.....	50
9.4	Schritt 2.....	51
9.5	Schritt 3.....	52
9.6	Schritt 4.....	54
9.7	Schritt 5.....	55
9.8	Schritt 6.....	55
9.9	Schritt 7.....	65
9.10	Schritt 8.....	67
10	Conclusio.....	69
10.1	Heimische Baumarten im Klimawandel.....	70
10.2	Nicht-heimische Baumarten im Klimawandel.....	71
10.3	Risikobewertung.....	72
10.4	Verjüngungsdynamik der Roteiche .....	73
11	Literaturverzeichnis .....	75
12	Tabellen- und Abbildungsverzeichnis.....	78
13	Anhang.....	81
	Gelbkiefer .....	82
	Douglasie .....	98
	Roteiche.....	110
	Robinie.....	118
	Lindenblättrige Birke.....	125
	Orientalische Platane .....	130
	Schuppenrinden-Hickory.....	134
	Tulpenbaum.....	141
	Hybridlärche.....	148

# 1 Zusammenfassung

Das Projekt WaldWandel untersucht die Chancen und Risiken nicht-heimischer Baumarten im Hinblick auf den Klimawandel. Neben einer österreichweiten Studie wurden sechs Pilotstudien in den Bundesländern Niederösterreich, Oberösterreich, Burgenland, Salzburg, Kärnten und Vorarlberg durchgeführt. Für das Projekt wurden von den jeweiligen Bewirtschaftern bzw. den Landesforstinspektionen Flächen ausgewählt, die für sie von besonderem Interesse waren. In Kärnten wurden Forstreviere im Klagenfurter Becken im Mai 2021 dazu besichtigt und nachfolgend die zentralen Fragestellungen erarbeitet. Diese sind in Kapitel 3 dargestellt.

Da es sich bei dem Projekt WaldWandel um eine Projektkooperation zwischen dem Bundesforschungszentrum für Wald und dem Umweltbundesamt handelt, war die Erhebung des Schutz- bzw. Gefährdungsstatus der Pilotflächen von großer Bedeutung. Innerhalb der Pilotregion (~2000 km<sup>2</sup>) befinden sich 42 Europaschutzgebiete und etwa 25 Naturschutzgebiete.

Nach der Analyse der Schutzgebietssituation wurden die klimatischen Prognosen der heimischen sowie nicht-heimischen Baumarten in den zwei RCP Zukunftsszenarien 4.5 und 8.5 beleuchtet. Einige heimische Baumarten, insbesondere Weißkiefer (*Pinus sylvestris*) und Lärche (*Larix decidua*), sind in der Pilotregion Klagenfurter Becken von einer deutlichen Verschlechterung in beiden Szenarien betroffen. Nicht-heimische Baumarten könnten teilweise

von den sich potentiell ändernden Klimabedingungen profitieren und finden in der Pilotregion zukünftig für sie vorteilhaftere Bedingungen vor. Beispiele hierfür sind Robine (*Robinia pseudoacacia*) und Schwarznuss (*Juglans nigra*).

Im Rahmen der Pilotstudie wurden in einem Roteichenbestand Feldaufnahmen durchgeführt, in denen Bestandeskennzahlen mittels Winkelzählproben sowie die Verjüngungssituation und die Wildverbissbelastung erhoben wurden. Die Resultate der Feldaufnahmen und der Analyse internationaler Literatur zum Thema nicht-heimische Baumarten wurden in Kapitel 9 zur Durchführung einer standortspezifischen Risikobewertung verwendet. Darauf aufbauend konnten unterschiedliche nicht-heimische Baumarten für einen potentiellen Anbau identifiziert werden.

Aufgrund der Größe der Pilotregion können die Ergebnisse der Risikobewertung als eine generelle, erste Einschätzung der Eignung nicht-heimischer Baumarten für die Pilotregion aufgefasst werden. Als derzeit sicher (ohne signifikantes ökologisches Risiko) wurden dabei Douglasie, Roteiche, Schuppenrinden-Hickory und Tulpenbaum bewertet. Für Gelbkiefer, Hybridlärche, Lindenblättrige Birke und orientalische Platane wird die Anlage von (weiteren) Versuchsflächen innerhalb der Pilotregion empfohlen. Vom Anbau der Robinie muss in der gesamten Pilotregion aufgrund eines zu großen Konfliktpotentials mit der autochthonen Flora abgeraten werden.

## 2 Projekthintergrund

Der Anbau nicht-heimischer Baumarten erfolgt in Mitteleuropa bereits seit mehr als 200 Jahren (Brundu und Richardson 2016; Brus u. a. 2019). Motive dafür waren in erster Linie die Steigerung der Holzproduktion und die Erhöhung der Resistenz gegenüber Schadorganismen (Kowarik und Säumel 2007; Brundu und Richardson 2016). Darüber hinaus wird der Anbau nicht-heimischer Baumarten vor dem Hintergrund des bereits spürbaren Klimawandels in den letzten beiden Jahrzehnten als wirksame Anpassungsmaßnahme der Forstwirtschaft diskutiert, denn einige der bisher geprüften nicht-heimischen Baumarten weisen eine höhere Resistenz als heimische Arten gegenüber extremen Klimabedingungen wie Trockenheit auf (Hasenauer et al. 2016). Andererseits beinhaltet der Anbau nicht-heimischer Baumarten auch einige ökologische Risiken, wie den Verlust der Biodiversität ursprünglicher Waldökosysteme, die Verdrängung heimischer Arten oder die Veränderung der Standorte (Kowarik und Säumel 2007; Blackburn et al. 2011; Essl et al. 2011; Nehring et al. 2013; Medina-Villar et al. 2015). Daher wird aus Sicht des Naturschutzes im Falle des im Klimawandel allenfalls notwendigen Waldumbaus eindeutig die Verwendung anderer heimischer Baumarten (Council of Europe 2017) bzw. eine Verschiebung des Fokus weg von einer isolierten Baumartenbetrachtung und hin zur Berücksichtigung von Waldlebensgemeinschaften (vgl. (Hussendörfer Seite 213-234. in Knapp et al. 2021) präferiert. Die Forstwirtschaft sieht im verstärkten Anbau von nicht-heimischen Baumarten

die Chance, klimawandelresistente Mischbestände mit hoher Wuchsleistung zu etablieren und gleichzeitig das Risiko klimawandelbedingter Bestandesausfälle zu reduzieren (BFW 2019).



Abbildung 1: Roteichenverjüngung in der Pilotregion Klagenfurter Becken, Revier Czernin ©Konic, BFW

Darüber hinaus gibt es aus forstlicher Sicht aktuelle Überlegungen, den Ausfall wichtiger heimischer Laubbaumarten, die noch vor wenigen Jahren als stabile Option gegolten haben (Esche, Ulme), auszugleichen. Allerdings haben sowohl Naturschutz als auch Forstwirtschaft das gemeinsame Ziel, die wichtigen Ökosystemleistungen der Wälder, wie Erosions-, Wasser-, Biodiversitäts- und Klimaschutz, ihre Lebensraumfunktion sowie eine möglichst hohe Speicherfähigkeit von Kohlenstoff, auch weiter



gewährleistet zu sehen. Auch die nachhaltige Holzproduktion auf bewirtschafteten Flächen spielt eine wesentliche Rolle. Der Anbau nicht-heimischer Baumarten kann auch Auswirkungen auf das landschaftliche Erscheinungsbild von Wäldern haben. Es ist daher erforderlich, den Anbau nicht-heimischer Baumarten für jedes Wuchsgebiet, jede Waldgesellschaft und jeden Standort differenziert zu bewerten. Im Zuge von standortspezifischen Risikoabschätzungen werden nicht nur die potentiell positiven Eigenschaften einer nicht-heimischen Baumart bewertet, sondern auch mögliche ökosystemare Auswirkungen, z.B. die unbeabsichtigte (und unerwünschte) Ausbreitung dieser Baumarten in angrenzende Waldökosysteme, das Auftreten neuer Schadrisiken, die Wechselbeziehung zwischen heimischen und nicht-heimischen Baumarten, etc. nach dem aktuellen Stand ökologischen und forstlichen Wissens berücksichtigt. Dabei ist angesichts vergleichsweise sehr langer Waldlebenszyklen und -prozesse und zahlreicher Misserfolge in der Vergangenheit beim Versuch der Einbringung von nicht heimischen bzw. sogar nicht standortheimischen Baumarten oder Herkünften (vgl. Hussendörfer Seite 213-234. in Knapp et al. 2021) dem Prinzip der Vorsorge besonderes Augenmerk zu schenken.

Die Studie gliedert sich in eine Gesamtbetrachtung der Situation in Österreich, die die Risiken und Potenziale des Vorkommens sowie des Einbringens (Anbaus) nicht-heimischer Baumarten unter waldökologischen, biodiversitätsrelevanten, landschaftlichen und

funktionellen Aspekten beleuchtet. Dafür werden die unterschiedlichen Rahmenbedingungen der österreichischen Naturräume und Wuchsbezirke unter dem Aspekt ihrer prognostizierten Entwicklung (Klimaszenarien) differenziert berücksichtigt. Für die detaillierte Bearbeitung der Problematik nicht-heimischer Baumarten wurden sechs Pilotregionen in den beteiligten Bundesländern ausgewählt. Dieser Teil der Studie soll einerseits den regionalen Aspekt betonen und andererseits auch die nachhaltig ökonomische Überlebensfähigkeit des ländlichen Raumes fördern. Dabei liegt die Basis auf nachhaltig ökonomischen Einkommensmöglichkeiten durch eine Waldbewirtschaftung im Einklang mit dem Naturschutz und den ökologischen Erfordernissen.

### 3 Pilotregion Klagenfurter Becken

Als Pilotregion wurde vom Land Kärnten die Region des Klagenfurter Beckens ausgewählt.

Das Klagenfurter Becken in Kärnten ist das größte inneralpine Einbruchsbecken der Ostalpen (siehe Abbildung 2). Es erstreckt sich mit einer Fläche von 1.750 km<sup>2</sup> zwischen den Gebirgszügen der Karawanken und Steiner Alpen im Süden, der Lavanttaler Alpen (Saualpe) im Nordosten, der Gurktaler Alpen im Norden und der Gailtaler Alpen im Westen über 75 km Länge und 20-30 km Breite (siehe Abbildung 3). Die durchschnittliche Seehöhe des Beckens liegt bei 450 m. Mit seiner Ausdehnung nimmt das geologische Becken den Großteil Unterkärntens ein. Der Hauptfluss innerhalb des Beckens ist die Drau. Die größte Stadt ist Klagenfurt am Wörthersee, die Landeshauptstadt Kärntens.



Abbildung 2: Biogeografische Regionen Österreichs. Klagenfurter Becken im Süden ©Revisa

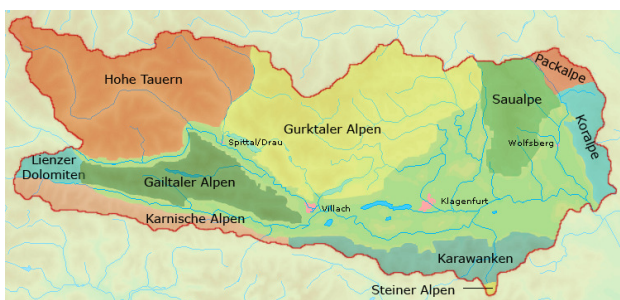


Abbildung 3: Gebirgszüge Kärntens @Michael Glanznig/Geodaten von <http://www.demis.nl>

Das Klagenfurter Becken ist nicht nur eine biogeografische Region Österreichs, sondern stellt nach Killian et al. (1994) auch ein eigenständiges Wuchsgebiet dar (Wuchsgebiet 6.2: Klagenfurter Becken, siehe Abbildung 4).

Das Klima des Klagenfurter Beckens ist, thermisch ähnlich den inneralpinen Lagen, kontinental getönt. In den sub- bis tiefmontanen Lagen schwanken die jährlichen Niederschläge zwischen 700 bis 1300 mm, mittelmontan bis 1500 mm. Am südlichen Karawankenrand ist die jährliche Niederschlagssumme am höchsten und nimmt gegen Norden und Osten hin ab. Sommerlicher Hagelschlag ist häufig und das Klagenfurter Becken zählt zudem zu den gewitterreichsten Zonen Österreichs. Die warmen Sommer und kalten Winter mit ausgeprägten winterlichen Inversionslagen (Inversionsgrenze bei etwa 550 m) und extremen Temperaturminima kennzeichnen den kontinentalen Klimaverlauf in der Pilotregion. Die mittlere Jahreschwankung der Temperatur kann bis zu 23 °C betragen.

Geomorphologisch ist das Klagenfurter Becken ein abgeschirmtes Becken mit Lockersedimentfüllung aus Moränenmaterial und fluvioglazialen Schotterfluren, z.T. Seetonen. Beim Boden sind tiefgründige, skelettreiche Braunerde und Parabraunerde auf Moränen und Schotter vorherrschend. Es gibt sowohl grundwasserferne und trockene Bereiche in der Pilotregion, als auch grundwassernahe Gebiete mit Mooren und Seen. Viele der bekannten Kärntner

Badeseen, wie der Wörthersee, der Ossiacher See oder der Keutschachersee liegen innerhalb des Klagenfurter Beckens.

Durch die starken Fröste in den Beckenlagen scheiden frostempfindliche Baumarten wie die Tanne aus. Die Buche ist in den Beckenlagen labil, kommt jedoch vor, insbesondere an den Einhängen zum Drautal hin. In der submontanen Stufe, außerhalb der

frostgefährdeten Inversionslagen, bilden der illyrische Buchen-Mischwald (*Hacquetio-Fagetum* s.lat.) auf Karbonatstandorten und bodensaurer Hainsimsen-Buchenwald (*Luzulo nemorosae-Fagetum*) mit Tanne (Fichte, Eiche) die natürlichen Waldgesellschaften. In der submontanen(-tiefmontanen) Stufe wurden die natürlichen Waldgesellschaften jedoch flächig durch sekundäre Weißkiefern- und Fichtenwälder ersetzt.

Tabelle 1: Natürliche Waldgesellschaften des Klagenfurter Beckens

Natürliche Waldgesellschaft	Vorkommen
illyrischer Buchen-Mischwald ( <i>Hacquetio-Fagetum</i> s.lat. <sup>1</sup> )	submontane Stufe außerhalb der frostgefährdeten Inversionslagen, auf Karbonatstandorten
bodensaurer Hainsimsen-Buchenwald mit Tanne (Fichte, Eiche) ( <i>Luzulo nemorosae-Fagetum</i> )	submontane Stufe außerhalb der frostgefährdeten Inversionslagen
Hopfenbuchen-Buchenwald ( <i>Ostryo-Fagetum</i> )	submontan bis tiefmontan wärmebegünstigten, trockenere Karbonatstandorte
Hopfenbuchen-Blumeneschen-Wald ( <i>Ostryo carpinifoliae-Fraxinetum orni</i> )	wärmebegünstigte, flachgründige Steilhänge über Kalk und Dolomit
Purpurweiden-Filzweiden-Gebüsch ( <i>Salicetum incano-purpureae</i> )	Pioniergesellschaft auf Flussschotter
bodensaure Eichenwälder mit Weißkiefer ( <i>Deschampsio flexuosae-Quercetum</i> )	submontane Stufe über silikatischen Substraten
Eichen-Hainbuchenwälder ( <i>Helleboro nigri-Carpinetum</i> s.lat.)	submontane Stufe über karbonathaltigen Substraten, illyrisch geprägt
Grauerlenbestände ( <i>Alnetum incanae</i> )	durchlässige Schotterböden
Schwarzerlen-Eschen-Auwald (z.B. <i>Stellario bulbosae-Fraxinetum</i> )	an Bächen und an quelligen, feuchten Unterhängen in der submontanen Stufe
Schwarzerlen-Bruchwald (z.B. <i>Carici elongatae-Alnetum glutinosae</i> )	z.B. an Seeufern
Laubmischwälder mit Bergahorn, Esche und Bergulme	frisch-feuchte (Schutt-)Hänge in luftfeuchtem Lokalklima
Fichten-Tannen-Buchenwald (v.a. Hainsimsen-Fichten-Tannen-Buchenwald - <i>Luzulo nemorosae-Fagetum</i> )	tief- bis mittelmontane Stufe

<sup>1</sup> *sensu latiore* = im weiteren Sinn

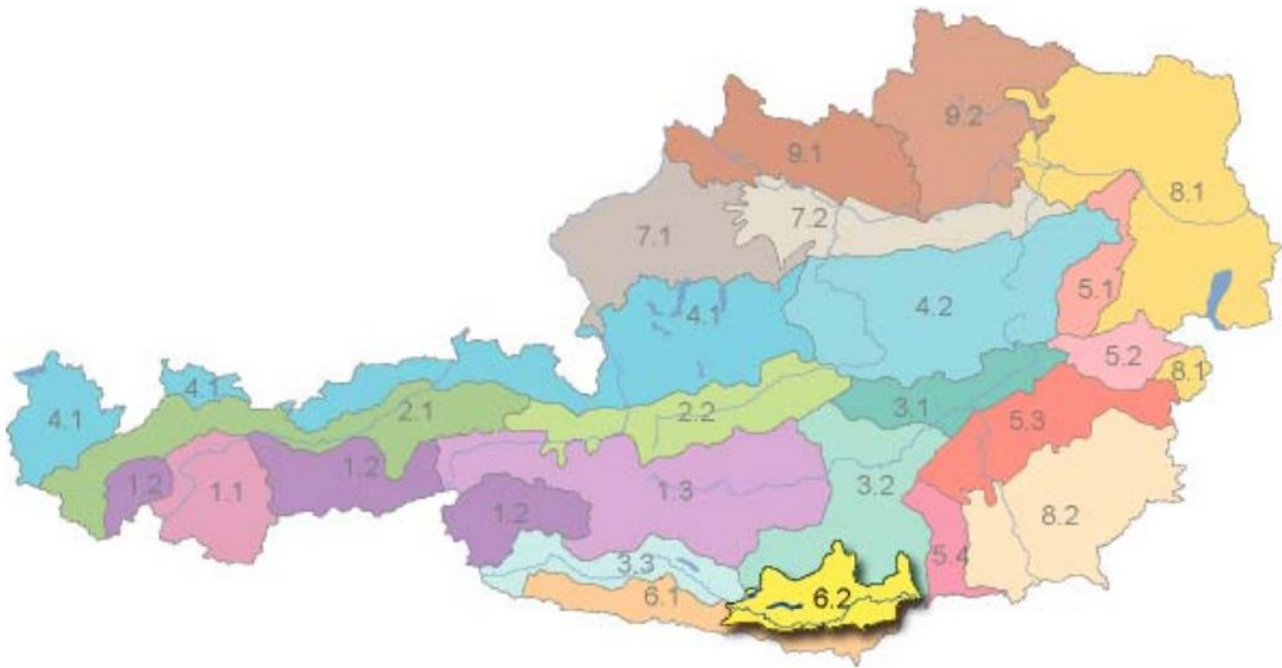


Abbildung 4: Wuchsgebiete Österreichs. Wuchsgebiet 6.2: Klagenfurter Becken hervorgehoben ©BFW

Der forstliche Schwerpunkt der Region liegt in der Umwandlung der derzeitigen Bestände Richtung Laubholzbewirtschaftung, da der bisher wichtigste Wirtschaftsbaum, die Fichte, zunehmend unter Druck gerät, und zukünftig mit großflächigen Ausfällen gerechnet werden muss. Ein Interesse aus forstlicher Sicht liegt in der Suche nach einer alternativen, geeigneten Nadelbaumart. Zudem ist die teilweise bestandesbil-

dende Esche in den Waldgesellschaften der Harten Au durch das Eschentriebsterben stark gefährdet und wird, wie die Fichte, in der Pilotregion wahrscheinlich großflächig ausfallen.

Im Zuge der Pilotflächenbesichtigung (siehe Kapitel 4) wurden die zentralen Themen für die Pilotregion Klagenfurter Becken identifiziert und festgehalten (siehe Abbildung 5).



Abbildung 5: Zentrale Themen der Pilotregion Klagenfurter Becken

## 4 Pilotflächenbesichtigung

Die Pilotregion Klagenfurter Becken in Kärnten wurde am 19.05.2021 mit Vertreter\*innen des Landes Kärnten, sowie Mitarbeiter\*innen des BFW besichtigt. Dabei wurden zwei vorab ausgewählte Forstbetriebe besucht (siehe Abbildung 6).

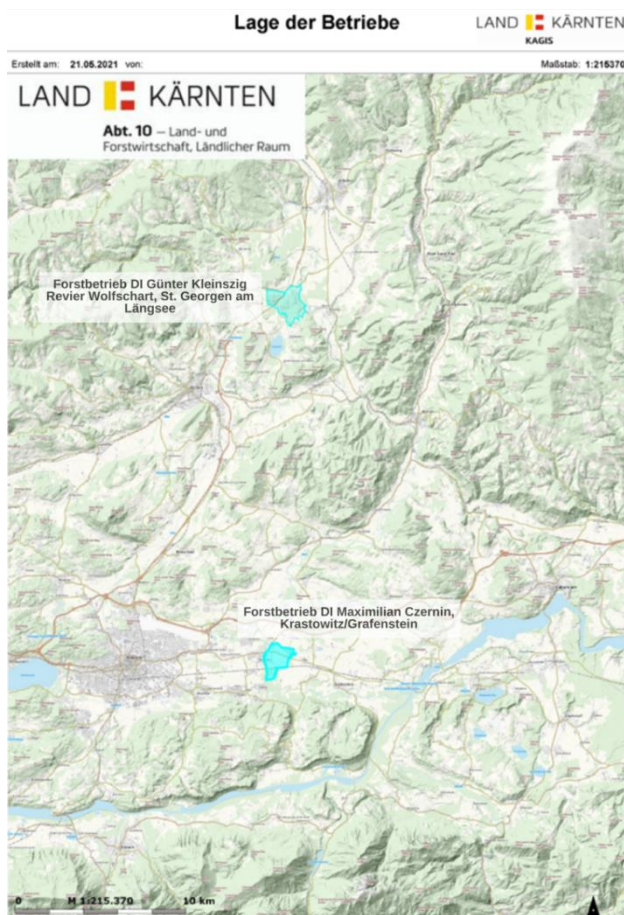


Abbildung 6: Besichtigte Forstbetriebe in Kärnten (blau). Norden: Forstbetrieb DI Günter Kleinszig - Revier Wolschart, St. Georgen am Längsee; Süden: Forstbetrieb DI Maximilian Czernin, Krastowitz / Grafenstein ©Land Kärnten

### 4.1 Forstbetrieb DI Maximilian Czernin, Krastowitz / Grafenstein

Der Forstbetrieb befindet sich im Osten der Landeshauptstadt Klagenfurt am

Wörthersee. Die durchschnittliche Seehöhe liegt bei ca. 400 m. Die Böden sind laut Bodenkarte Auböden auf humosem anlehmigen Sand über Schotter.

In der Vergangenheit waren Fichte und Esche die dominierenden Baumarten in diesem Forstrevier. Beide Baumarten gelten aufgrund der voranschreitenden großen Kalamitäten (Fichte: Borkenkäfer; Esche: Eschentriebsterben) und der erwarteten Auswirkungen des Klimawandels hier nicht als zukunftsfähig. Daher wird jährlich ca. 1 ha des insgesamt 50 ha großen Betriebes mit anderen Baumarten als Fichte und Esche neu aufgeforstet.

Insgesamt wurden im Rahmen des Projekts WaldWandel fünf Flächen des Forstreviers Czernin besichtigt. Drei der fünf Flächen sind in Abbildung 10 dargestellt.

#### 4.1.1 Roteichenfläche

Auf eine Fichtenkultur folgend wurde 1998 auf einer Fläche von 2,15 ha Roteiche (*Quercus rubra*) in Mischung mit Esche (*Fraxinus excelsior*) und Bergahorn (*Acer pseudoplatanus*) aufgeforstet (siehe Abbildung 7). Die Esche fiel kurze Zeit später bereits aus. Der Bergahorn zeigte bis 2013 sehr gute Zuwachswerte, ist danach aber, wahrscheinlich Standortsbedingt, ebenfalls ausgefallen. Von der Roteiche stehen heute 50 Z-Bäumen (Zukunfts-Bäume) am Hektar. Ihre mittlere Höhe liegt bei 21 m, wovon 8 m astfreies Schaftholz sind, der mittlere Brusthöhendurchmesser liegt bei 29-30 cm. In den Jahren 2003 und 2005 wurde

jeweils ein Formschnitt durchgeführt. 2011 folgte eine Wertastung und 2012 und 2015 wurden die Z-Bäume freigestellt. Ein genaues Flächenmonitoring des Roteichenbestands wird auf einer Fläche von 0,1 ha (5 Z-Bäume) laufend durch den Kärntner Landesforstdienst durchgeführt. Laut diesem ist der hohe BHD-Zuwachs (2013-2014: 1,33 cm; 2015-2019: 1,72 cm/pro Jahr) auf dieser Fläche mit keiner anderen Roteichenbeispielfläche in Kärnten vergleichbar.



Abbildung 7: Roteichenfläche

#### 4.1.2 Aufforstung mit verschiedenen Nussarten

Nach dem Ausfall der Esche aufgrund des Eschentriebsterbens, wurde im Dezember 2020 eine Versuchsfläche (1,3 ha) mit Trupppflanzungen aufgeforstet (siehe Tabelle 2).

Tabelle 2: Trupppflanzungen Nussfläche, Revier Czernin

Trupps	Anzahl		Baumart
		Pflanzen pro Trupp	
10		3	Hybridnuss ( <i>Juglans regia</i> x <i>Juglans nigra</i> )
10		5	Schwarznuß ( <i>Juglans nigra</i> )
10		3	Dachigam-Walnuss ( <i>Juglans regia</i> )
7		9	Spitzahorn ( <i>Acer platanoides</i> )

Zum Vermeiden von Unterdrückung durch Begleitvegetation und zum Schutz vor Wildverbiss wurden Mulchkartonplatten sowie BioWit-Klimawit Verbisschutznetze (biologisch abbaubar) eingesetzt (siehe Abbildung 8).



Abbildung 8: Aufforstungsfläche Nuss inkl. Mulchkartonplatten und BioWit-Klimawit Verbisschutznetze.

#### 4.1.3 Aufforstung mit Stieleichen und Eschen

1999 wurde auf einer Fläche von 0,83 ha (Seehöhe 410 m) Stieleiche und Esche flächig im Pflanzverband 2x2 Meter gepflanzt (siehe Abbildung 9). Da die Esche ausgefallen ist, sind die Eichen sehr weitständig gewachsen. Pro Hektar wurden 40 Z-Bäume ausgewiesen. Bisher wurden

2003 und 2005 ein Formschnitt und 2006, 2011 und 2018 eine Wertastung durchgeführt. Die mittlere astfreie Schaftlänge betrug 2019 6,3 m, die mittlere Höhe 14 m mit einem mittleren BHD der Z-Bäume von 20,60 cm (BHD-Zuwachs 2013-2014 0,17 cm; 2015-2019 0,5 cm/Jahr). Bei einigen Exemplaren zeigen sich schwach entwickelte Kronen und eine ausgeprägte Wasserreiserbildung.



Abbildung 9: Stieleichenbestand

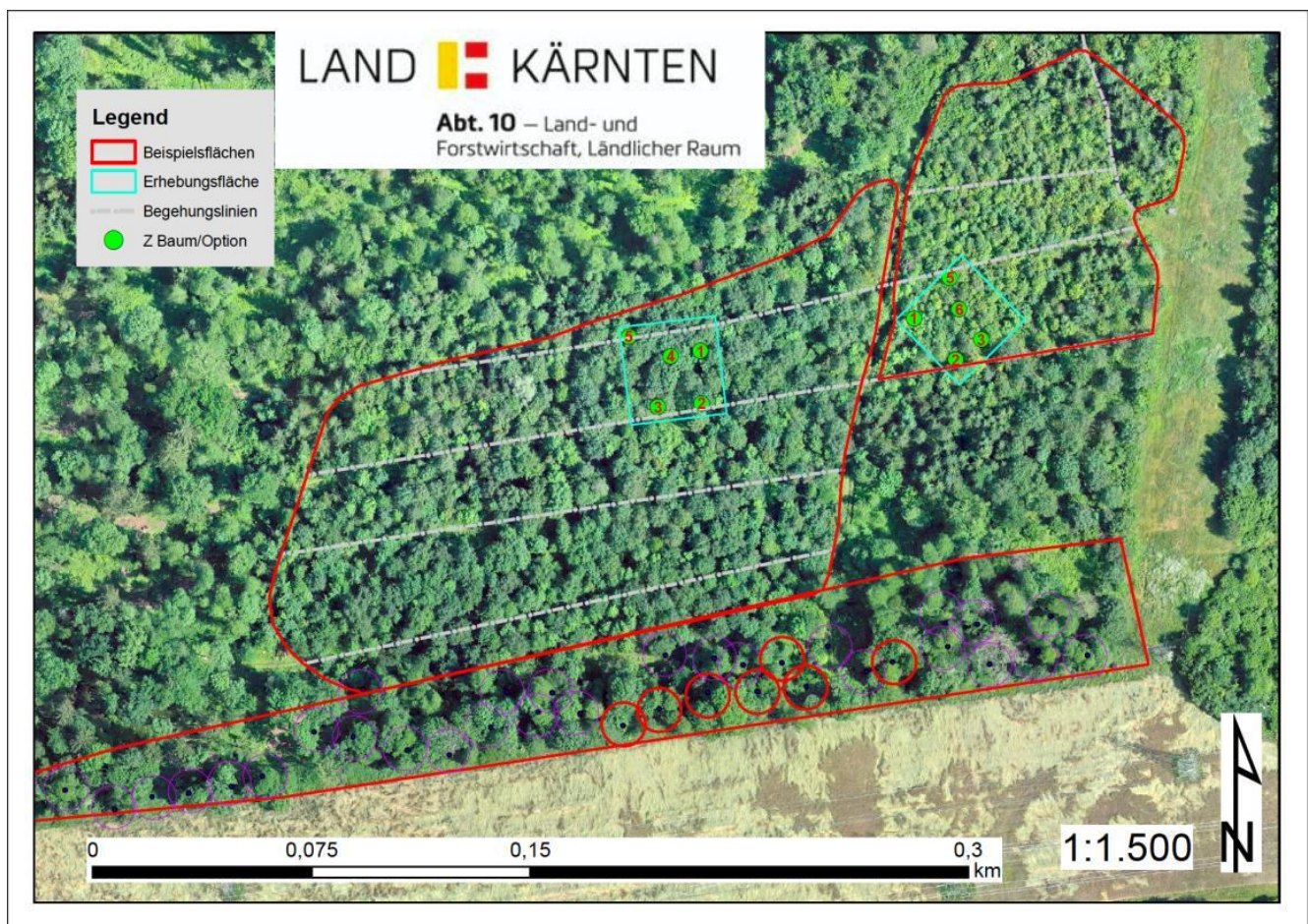


Abbildung 10: Roteichenfläche im Westen, Stieleichenfläche im Osten, Nussfläche im Süden ©Amt der Kärntner Landesregierung Abteilung 10.

#### 4.1.4 Aufforstung mit Elsbeere, Speierling und Baumhasel

Eine Fläche im Revier Czernin wurde 2019 in acht Teilflächen gegliedert und aufgeforstet (siehe Abbildung 12). Für die Aufforstung wurden Elsbeeren (*Sorbus*

*torminalis*), Speierlinge (*Sorbus domestica*) und Baumhaseln (*Corylus colurna*) verwendet. Bei der Elsbeere sind 2 von 70 Pflanzen ausgefallen ( $\approx 3\%$ ). Beim Speierling fielen 4 von 140 Pflanzen aus ( $\approx 3\%$ ). Der Ausfall bei der Baumhasel war mit 48 von 210 Stück der höchste ( $\approx$

23%). Die Pflanzen wurden durch Einzelbaumschutzmaßnahmen vor Wild-einfluss geschützt. Bisher können sehr gute Zuwächse verzeichnet werden.



Abbildung 11: Versuchsfläche Elsbeere, Speierling, Baumhasel



Abbildung 12: Versuchsfläche Orthofoto Elsbeere (orange), Speierling (pink), Baumhasel (blau) © Amt der Kärntner Landesregierung Abteilung 10.

#### 4.1.5 Versuchsfläche – neu

Auf der fünften besichtigten Fläche wurde im Winter 2020/2021 der gut wüchsige Fichtenbestand geerntet (Fläche 0,6 ha). Angrenzend an die Versuchsfläche befindet sich ein Eschenbestand, der bedingt durch das Eschentriebsterben langsam abstirbt. Der Waldbesitzer möchte an diesem Standort eine Versuchsfläche für nicht-

heimische Baumarten anlegen. Der Kärntner Landesforstdienst hat dazu im Mai 2021 eine Flächenbegehung und Bodenbeprobung durchgeführt. Die Ergebnisse werden in der untenstehenden Tabelle 3 dargestellt. Der Auszug aus dem Expertensystem für natürliche Waldgesellschaften ergab die in Abbildung 13 gezeigte Auswertung (Quelle: <https://wamo.e-c-o.at>; zuletzt aufgerufen am 20.05.2021):



Tabelle 3: Ergebnisse der Bodenbeprobung Kärntner Landesforstdienste 2021

Nummer	Bodenart	Gründigkeit	pH-Wert		
			0-5 cm	10-30 cm	60-90 cm
1	Sandiger Lehm	> 80 cm	4,3	5,2	6,7
2	Sandiger Lehm	> 80 cm	5,3	5,9	7,0
3	Sandiger Lehm	> 80 cm	4,6	5,5	6,3
4	Sandiger Lehm	> 80 cm	4,8	5,6	5,5
5	Sandiger Lehm	> 80 cm	4,8	6,6	7,4
6	Sandiger Lehm	> 80 cm	4,8	5,5	6,7
7	Sandiger Lehm	> 80 cm	4,5	5,2	6,3
		Mittel pH-Wert	4,728	5,642	6,557

Eingangsdaten:	Wuchsgebiet	Seehöhe	Neigung	Boden	Geologie	Wasserhaushalt
	6.2	400	5	braunerde	silikat_intermed	sehr_frisch

**Waldgesellschaft**

**berechnete Wahrscheinlichkeit (%)**

Subkontinentaler bodensaurer Eichenmischwald Ost- und Mitteleuropas



West- und Mitteleuropäische Eichen-Hainbuchenwälder



Waldmeister-Buchenwald (Hochlagenform)



Seegras-Seggen-Fichten-Tannenwald



Artenarmer Hainsimen-Buchenwald



Fichtengesellschaften über Nassgallen



Finger-Zahnwurz-Tannen-Buchenwald



Braunerde-Fichten-Tannen-Buchenwald



Waldmeister-Buchenwald (Tieflagenform)



Abbildung 13: Natürliche Waldgesellschaft lt. Expertensystem

Die Aufforstung ist für Herbst 2021 in Form einer Trupppflanzung geplant. Vor Ort wurden mögliche Baumarten besprochen, wovon die Arten der Tabelle 4 in die nähere Auswahl kamen. Über den

aktuellen Stand der Aufforstung liegt dem Projektteam keine weitere Information vor.

Tabelle 4: Revier Czernin, Versuchsfläche neu, potentielle Baumarten

Heimisch Baumart	Nicht-heimische Baumart
Flutterulme ( <i>Ulmus laevis</i> )	Tulpenbaum ( <i>Liriodendron tulpifera</i> )
	Lindenblättrige Birke ( <i>Betula maximowicziana</i> )
	Hickory ( <i>Carya sp.</i> )
Esche <sup>2</sup> ( <i>Fraxinus excelsior</i> )	Orientalische Platane ( <i>Platanus orientalis</i> )
	Maulbeerbäume ( <i>Morus sp.</i> )



Abbildung 14: Versuchsfläche, Stand 2021

## 4.2 Forstbetrieb DI Günter Kleinszig – Revier Woltschart, St. Georgen am Längsee

Der Forstbetrieb befindet sich in der Nähe der Stadt St. Veit an der Glan und liegt auf einer Seehöhe von etwa 540 bis 640 Höhenmeter. Die Böden sind laut Waldbesitzer meist leichte Braunerden, in geringem Umfang Pseudogleye. Wo der Hauptdolomit durchsticht, können vereinzelt Rendzinen gefunden werden. Die natürliche Waldgesellschaft wären Kiefern-Eichenwälder, seit etwa zwei bis drei Baumgenerationen sind jedoch sekundäre Fichtenreinbestände vorherrschend. Die Gesamtfläche des Forstbetriebes umfasst 272 ha. Aufnahmen aus 1990 bescheinigen 95 % Fichtenanteil, 4 % Kiefer und 1 % sonstige Baumarten. Seit Mitte der 1990er Jahre werden die Bestände des Reviers sukzessive umgebaut.

Bereits 1892 wurde das erste Auftreten der Nonne (*Lymantria monacha*) dokumentiert. In den Jahren 1927-1933 wurde eine Fläche von 143 ha (35.000 fm) durch Raupen dieser Schmetterlingsart befallen. Danach kam es zu einem Sekundärbefall durch Borkenkäfer. 1948 trat erstmals die kleine Fichtenblattwespe (*Pristiphora abietina*) im Revier auf. Drei Jahre später erfolgte die chemische Bekämpfung der Insektenart auf 63 ha. Seit 1990 hat das Revier zudem verstärkt mit Schäden durch Borkenkäferbefall zu kämpfen. Auch Schneebrüche und Windwürfe stellen neben Wildverbiss, das Revier vor eine Herausforderung.

<sup>2</sup> Möglichst resistente Form gegen das Eschentriebsterben.

Derzeit werden vom Waldeigentümer 12 Stück (Reh-)Wild pro 100 ha erlegt.

In der Vergangenheit wurden zwei Diplomarbeiten (Betreuung Ao.Univ.Prof.DI Dr. Manfred J. Lexer) in diesem Forstbetrieb durchgeführt:

- Christoph Steiner (1998): Ein klimasensitives statistisches Modell zur Beurteilung der Baumarteneignung.
- Franz Unegg (1999): Erstellung und Anwendung eines Regelwerkes zur waldbaulichen Entscheidungsfindung in schneebruchgefährdeten sekundären Fichtenwäldern.

#### 4.2.1 Lindenblättrige Birke (*Betula maximowicziana*)

Die Lindenblättrige Birke wurde 2002 auf einem ehemals mit Fichte bestockten Standort (Gesamtfläche 0,1 ha, gute tiefgründige Braunerdeböden) im Verband 4x5 m gepflanzt. Ihr ursprünglicher Verwendungszweck galt der Energiegewinnung. Eingriffe erfolgten in den Jahren 2012, 2014 und 2018 (Wertastung und Zielbaumfreistellung). Auf der Fläche wachsen nun neun Z-Bäume mit einer mittleren Höhe von 16 m, wovon 7 m astfreie Schäfte sind. Der mittlere Brusthöhendurchmesser beträgt 20 cm (Jährlicher BHD-Zuwachs 2013-2014: 0,89 cm; 2015-2019: 1,06 cm).



Abbildung 15: Versuchsfläche Lindenblättrige Birke ©Amt der Kärntner Landesregierung Abteilung 10

## 4.2.2 Tannensaat

Auf einer Fläche von 10 ha wurde im Herbst 2020 unter einem Fichtenbestand (voraussichtliche Ernte des Altbestandes 2031-2036) Tanne unter Schirm ausgesät und durch Umzäunung vor Wildverbiss geschützt. Das Ziel des Versuches ist es, 20 % Tanne auf der Fläche zu erhalten. Insgesamt wurden 400 „Tannensaatpunkte“ eingerichtet, sprich 40 Punkte pro Hektar. Die Kosten beliefen sich dabei auf etwa 3000 € pro Hektar.

## 4.2.3 Tanne

Im Mai 2019 wurde eine Kahlfläche (0,4 ha, 650 m Seehöhe, Neigung 15 %, Exposition Nord/Ost) mit Tannen<sup>3</sup> aufgeforstet. Es handelte sich hierbei um Topfpflanzen aus 10 verschiedenen Tannenherkünften (siehe Tabelle 5). Zusätzlich zu diesen 10 Herkünften wurden auch kalabrische Tannen (wurzelnackt) im Verband 2x2 m auf Teilflächen von 20x14 m (je 70 Stück) gepflanzt. Die Flächen wurde zusätzlich durch einen Zaun vor Wildeinfluss geschützt. In den zukünftigen Rückegassen wurden Birken gepflanzt. Zum Zeitpunkt der Besichtigung war der Großteil der Tannen verbissen. Der Waldeigentümer zieht daher in Betracht, den vorhandenen Zaun zu erhöhen. Bei Aufnahmen im Juni 2020 beliefen sich die Ausfälle auf etwa 10 %.



Abbildung 16: Tannenaufforstung

<sup>3</sup> vom BFW zur Verfügung gestellt

Tabelle 5: Tannenherkünfte

Herkunft	Herkunftsland	Region	Bezeichnung	Seehöhe (m)
3	Kroatien	Ogulin		800 - 1000
4	Kroatien	Delnice		910 - 1130
7	Österreich	ÖBF Revier Reutte	TA 19 (2.1/mm)	1300 - 1600
10	Österreich	FB DI Goess	TA 5 (6.2/tm)	700 - 1000
11	Österreich	Rosental STMK	TA 8 (5.4/sm)	300 - 700
14	Österreich	St.Ägidi/Mühlviertel	TA 3 (9.1/ tm)	500 - 800
16	Bosnien-Herzegowina	Kupres		1360
19	Bosnien-Herzegowina	Olovo – Klis		1016
20	Rumänien	Aurig		840
21	Rumänien	Strambu Baicut		770
30	Rumänien	Dobra		725
Kalabrisch	Italien	Kalabrien		

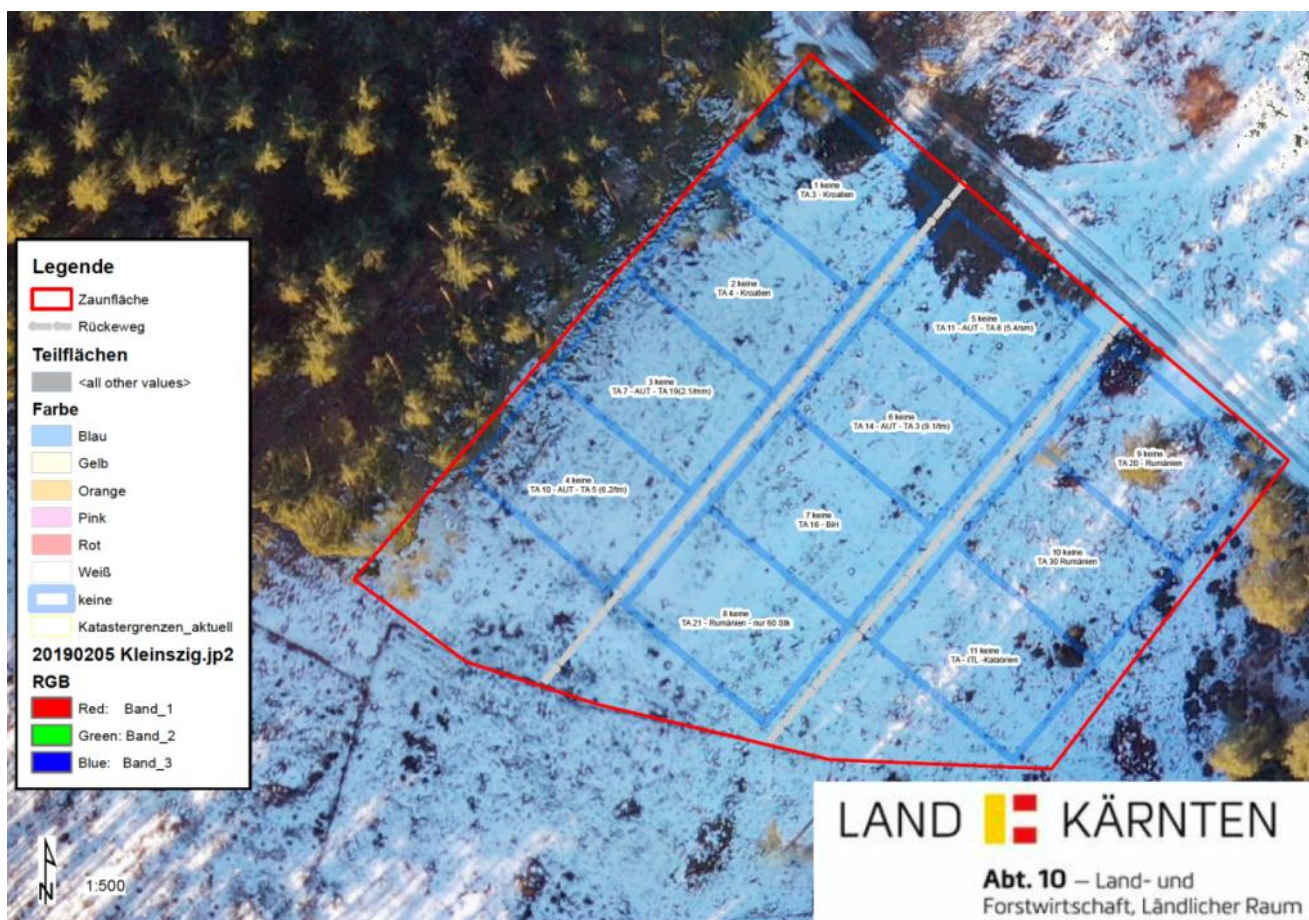


Abbildung 17: Tannenaufforstungsfläche © Amt der Kärntner Landesregierung Abteilung 10.

#### 4.2.4 Herkunftsversuch mit Küstenkiefer, Libanon Zeder und Douglasie

Im Frühjahr 2018 wurde ein Herkunftsversuch auf fünf Standorten (1x Villach, 3x St. Veit an der Glan und 1x Völkermarkt) auf einer Gesamtfläche von 3,89 ha mit ca. 8100 Pflanzen angelegt. Die verwendeten Baumarten waren Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*), Libanonzeder (*Cedrus libani*) und Küstenkiefer (*Pinus contorta*). Die Versuchsanordnung erfolgte auf Teilflächen mit einer Größe von 14x20 m. Dabei wurden je 70 Pflanzen in einem Pflanzverband von 2x2 m gepflanzt. Es wurden mehrere Baumarten- bzw. Herkunftswiederholungen angelegt und Rückegassen berücksichtigt. Zum Schutz vor Wildeinfluss wurde ein Kunststoffzaun aufgestellt. Dieser erwies sich in der Praxis allerdings aufgrund des hohen zeitlichen Instandhaltungsaufwandes als ungeeignet.

In der folgenden Tabelle 6 sind die im Forstbetrieb DI Kleinszig verwendeten Herkünfte ersichtlich.

Bei Aufnahmen im Jahr 2018 wurden Ausfälle im Bereich von 5-20 % verzeichnet. Trotz mehrmaliger Bekämpfungsmaßnahmen wurden Rüsselkäferfraßspuren auf lebenden Pflanzen im Ausmaß von 22-60 % festgestellt. Im darauffolgenden Jahr 2019 wurden gravierende Ausfälle durch Frosttrocknis verzeichnet. Auch bei der Besichtigung konnten weitere Ausfälle der Douglasie beobachtet werden. Die Herkunft „652/10-25 Trout Lake Washington“ hat bisher die geringste Ausfallquote. Die Küstenkiefern wiesen sehr gute Zuwächse auf. Allerdings fielen bei der Begehung der Fläche einige Pflanzen durch verharzte und nicht ausgetriebene Knospen auf. Eine Nachbesserung der Douglasie wurde aus ökonomischen Gründen nicht empfohlen.



Abbildung 18: Aufforstung Douglasie, Küstenkiefer, Libanonzeder

Tabelle 6: Herkünfte Herkunftsversuch FB DI Kleinszig

Art	Herkunft	Bezeichnung	Teilflächen	Stück
Douglasie	Frankreich - Darrington	PME-VG-001	3	210
Douglasie	Frankreich - La Luzette	PME-VG-002	4	280
Douglasie	Frankreich - Darrington	403/41-15	4	280
Douglasie	USA - Trout Lake	652/10-25	4	280
Douglasie	USA - Ashford	422/31-15	3	210
Libanonzeder	-	-	2	140
Küstenkiefer	-	-	4	280

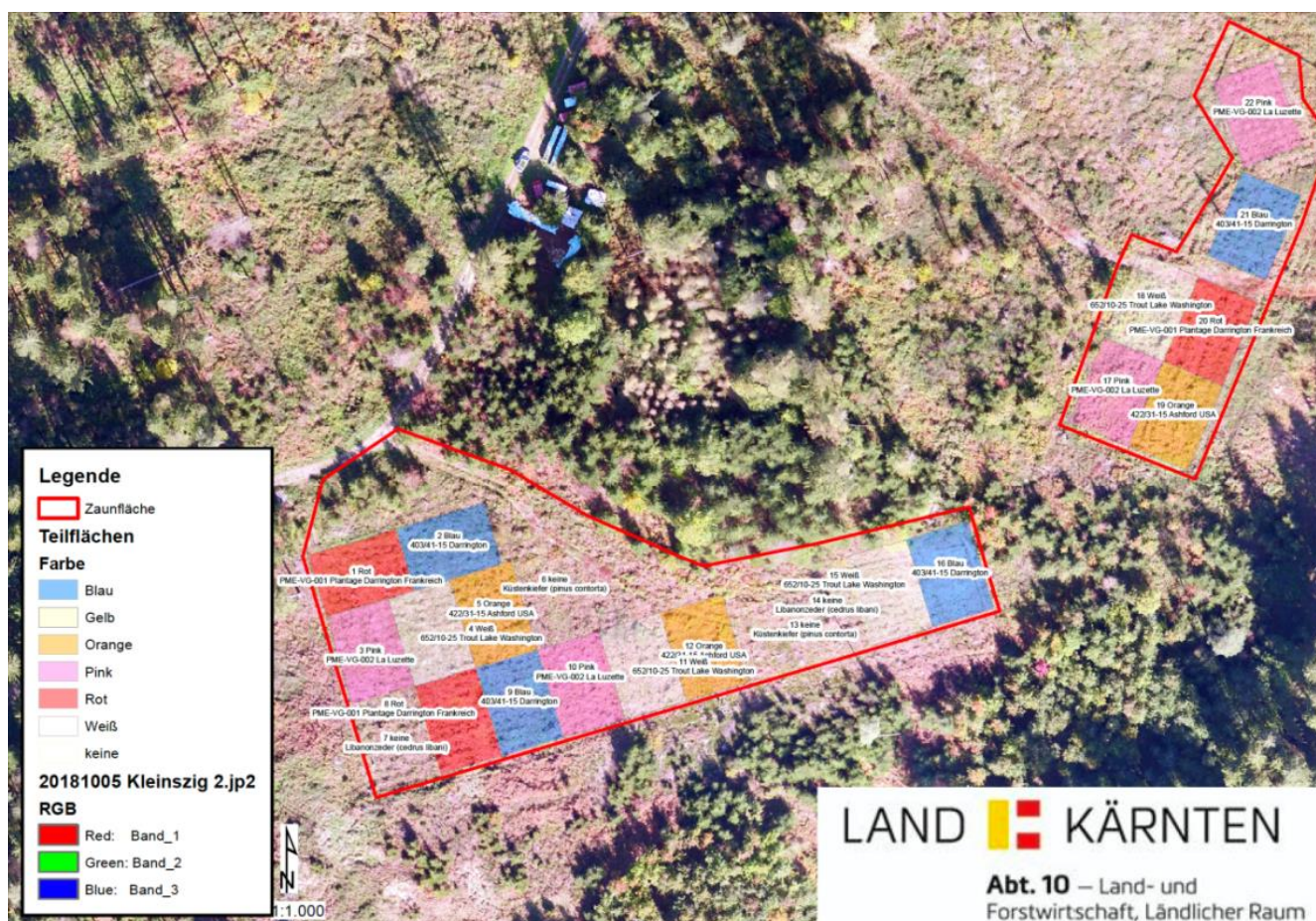


Abbildung 19: Herkunftsversuch im Revier Kleinszig ©Amt der Kärntner Landesregierung Abteilung 10

## 5 Schutzgebietskulisse und Schutzziele

Die Pilotregion bzw. das Wuchsgebiet 6.2 Klagenfurter Becken erstreckt sich von ca. 350 bis 1050 m Seehöhe (Lavamünd bis Ossiacher Tauern) und ist von Hang- und Beckenlagen der größeren Städte Villach, Klagenfurt, Feldkirchen, Völkermarkt und St. Veit geprägt.

In der submontanen Stufe sind dies überwiegend bodensaure Eichenwälder mit Rotkiefer bzw. Eichen-Hainbuchenwälder (über Karbonat). Außerhalb der Inversionslagen kommen auch (illyrische) Buchenwald- und Buchenmischwaldgesellschaften vor. Entlang der Flüsse sind Waldgesellschaften der weichen Au natürlich.

Darüber – in der tief- und mittelmontanen Stufe – schließen Fichten-Tannen-Buchenwälder, kleinflächig auch Hang- und Schluchtwaldgesellschaften mit Bergahorn, Bergulme und Esche an. In den frostgefährdeten Inversionslagen scheidet die Tanne aus, teilweise auch die Buche. Aus wirtschaftlichen Gründen wurden viele der natürlichen Waldgesellschaften jedoch durch Einbringung sekundärer Fichten- und auch Rotkiefernbestände ersetzt

Mit knapp 2.000 km<sup>2</sup> Größe enthält die Pilotregion entsprechend viele naturschutzrechtliche Schutzgebiete. Allein 42 Europaschutzgebiete (ESG) sind in diesem Raum ausgewiesen; 16 davon jedoch noch nicht naturschutzrechtlich verordnet. Diese Tatsache beschränkt jedoch nicht ihre Gültigkeit, da sie bereits der EU gemeldet wurden. Die überwiegende Mehrheit der ESG haben nur einen geringen Waldanteil (<10 ha)

und/oder beinhalten Moore, Teiche sowie Uferbereiche von Seen und Flüssen. Schutzgebiete mit großen Waldanteilen und damit forstwirtschaftlich bedeutend sind insbesondere

- Ostteil der Villacher Alpe (Dobratsch),  
(*nur teilweise im Wuchsgebiet 6.2*),
- Ostteil der Schütt-Graschelitzen  
(*nur teilweise im Wuchsgebiet 6.2*),
- Nordteil des Kleinobir  
(*nur teilweise im Wuchsgebiet 6.2*),
- Ossiacher Tauern,
- Mannsberg-Boden,
- Sattnitz-Ost und
- Michaeler Graben.

Für jene ESG, die bereits über einen Managementplan verfügen, sind keine über allgemeine Formulierungen hinausgehenden Maßnahmen geplant. Für geplante waldbauliche Aktivitäten sollten jedenfalls zuvor die jeweiligen Managementpläne, sofern sie vorhanden sind, recherchiert und deren Inhalte diesbezüglich berücksichtigt werden. Im Zweifelsfall wird empfohlen, die zuständige Naturschutzbehörde zu konsultieren und etwaige Maßnahmen abzustimmen.

Das gleiche gilt im Wesentlichen für die etwa 25 in diesem Raum ausgewiesenen Naturschutzgebiete und die weiteren Schutzgebietskategorien wie Landschaftsschutzgebiete. Für keines dieser Gebiete gibt es forstlich relevante Bewirtschaftungseinschränkungen nach dem Naturschutzrecht.



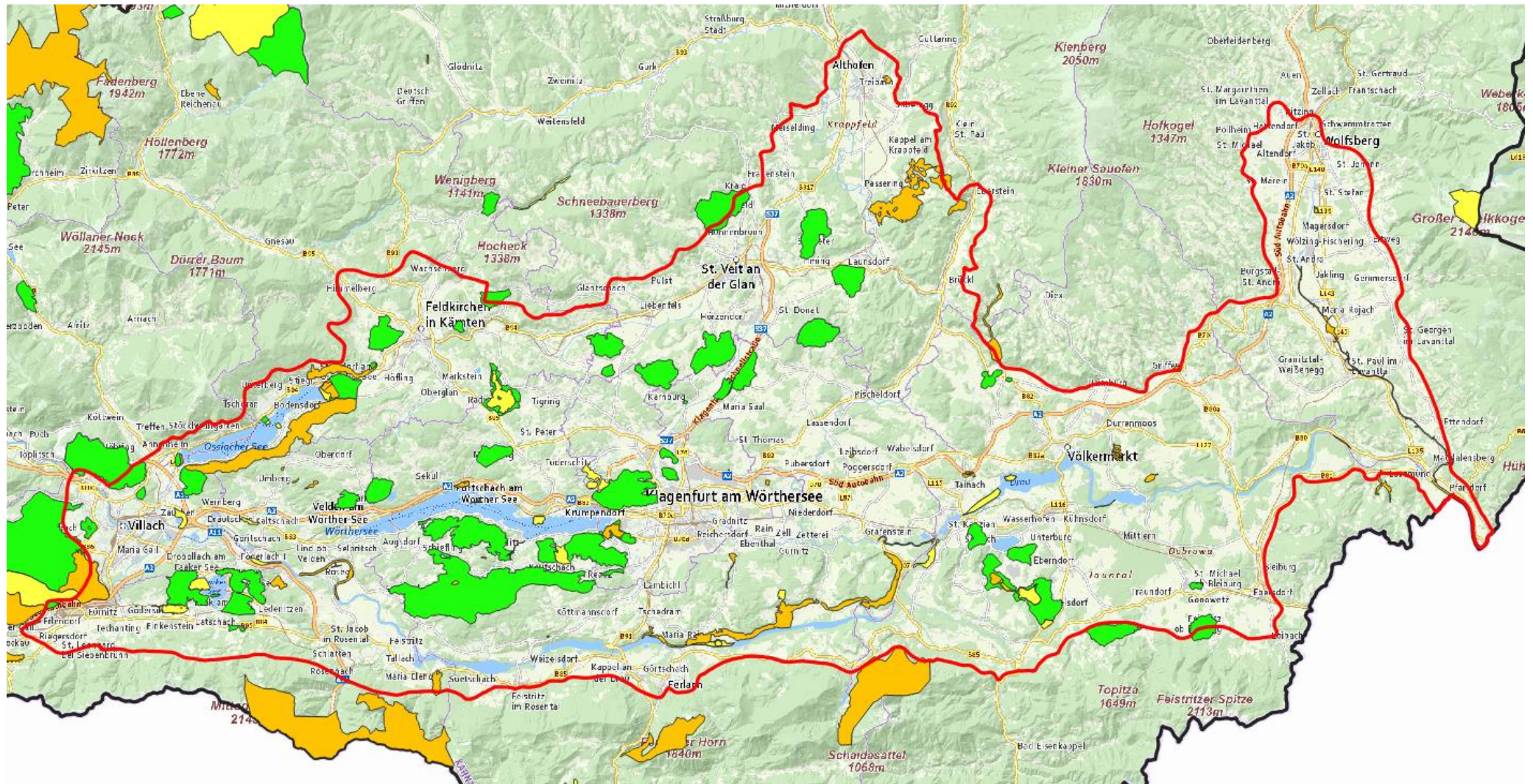


Abbildung 20: Schutzgebietskulisse in der Pilotregion, rot = Grenze Pilotregion, orange = Europaschutzgebiete, gelb = Naturschutzgebiete, grün = Landschaftsschutzgebiete @Schutzgebiete UBA, Karte Basemap.at

## 6 Analyse der Gefährdung heimischer Baumarten

Die zukünftige klimatische Eignung der in Österreich heimischen Baumarten wurde mittels Klimahüllenmodellen berechnet. Zu diesem Zweck wurden 19 bioklimatische Parameter verwendet. Für jede Baumart wurden nur diejenigen Parameter genutzt, die tatsächlich das Vorkommen dieser Art beeinflussen.

Als potentiell Vorkommen wird die klimatische Eignung der Baumarten definiert, aber nicht die zusätzlich wirksamen Standortparameter wie beispielsweise Exposition, Bodenverhältnisse oder Hangneigung, denn für diese Faktoren liegen bisher keine österreichweiten bzw. globalen Basisdaten vor.

Als Schwellenwert für ein potentiell Vorkommen bzw. Nicht-Vorkommen kann ein Wert von 0,6 bzw. 60 % für die An- (1) und Abwesenheit (0) angesehen werden (siehe Infobox Klimakarten-Farbskala). Es wurden die Szenarien RCP 4.5 und RCP 8.5 im Zeitraum 2061-2080 verwendet. Auf der jeweils linken Seite der nachfolgenden Karten ist die klimatische Eignung im Zeitraum 1961-90 als Vergleichswert dargestellt (Chakraborty et al. 2021).

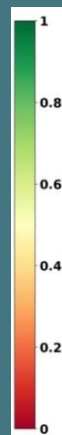
Es werden die Klimakarten für die folgenden häufigen heimischen Baumarten bereitgestellt: Fichte (*Picea abies*), Tanne (*Abies alba*), Lärche (*Larix decidua*), Rotbuche (*Fagus sylvatica*), Weißkiefer (*Pinus sylvestris*) und Eiche (*Quercus spp.*). Bei *Eiche* werden die beiden heimischen Arten Stiel- und Traubeneiche (*Quercus robur* und *Q. petraea*) zusammengefasst, da die Datenlage eine

Differenzierung der beiden Arten nicht erlaubt.



### RCP-Szenarien

- RCP Szenarien werden zur Beschreibung des Verlaufs der absoluten Treibhausgas-konzentration in der Atmosphäre verwendet.
- Insgesamt gibt es **vier RCP Szenarien**: RCP 2.6, RCP 4.5, RCP 6 und RCP 8.5
- Im Szenario **RCP 4.5** wird ein Temperaturanstieg zwischen 2,3 und 4 °C gegenüber dem vorindustriellen Wert erwartet. Um dieses Szenario zu erreichen, müssen wirksame moderate Klimaschutzmaßnahmen umgesetzt werden.
- Im dramatischeren Szenario **RCP 8.5** wird ein Temperaturanstieg in Europa zwischen **3 und 5 °C** im Vergleich zum vorindustriellen Wert prognostiziert.



### Klimakarten Farbskala

Der Farbwechsel von grün auf gelb in der Farbskala bedeutet einen Wechsel zwischen Vorkommen und Nicht-Vorkommen. Da die Eignung nicht auf Bodenparameter sowie Exposition und Hangneigung eingeht, ist diese Färbung so zu verstehen, dass eine Baumart beispielsweise an einem Nordhang noch eine Chance hat, an einem trockenen Südhang zukünftig aber nicht mehr vorkommen wird.

## 6.1 Fichte

Im Zeitraum 1961-1990 lag die klimatische Eignung der Fichte (*Picea abies*) in Kärnten beinahe im gesamten Bundesland bei einem Wert von 1, was der bestmöglichen Eignung entspricht (siehe Abbildung 21). Bei einer Veränderung des Klimas, wie im Rahmen des RCP 4.5 Szenarios prognostiziert, ist eine deutliche Verschlechterung der Eignung zu erwarten. Im RCP Szenario 8.5 nehmen die Prognose für Fichte noch etwas mehr ab. Dennoch werden auch in Zukunft in weiten Teilen Kärntens gute und in höheren Lagen sehr gute klimatische Eignungen für die heimische Nadelbaumart vorherrschen.

Es darf dabei aber nicht außer Acht gelassen werden, dass die Modelle ausschließlich klimatische Faktoren berücksichtigen. Ungeeignete Standorte (u.A. südexponierte Lagen oder flachgründige Böden) weisen ein höheres Risiko auf. Weiterhin bilden die Modelle keine Extremereignisse wie Stürme, Schneebruch oder anhaltende Trockenperioden ab, sowie die in deren Folge ansteigenden Borkenkäferpopulationen. Aus waldbaulicher Sicht sollte die Fichte daher nur noch in ausgewogener Mischung mit anderen Baumarten gesetzt werden und das vorwiegend an Standorten die seltener durch Trockenheit beeinflusst sind (z.B. Nordhänge).

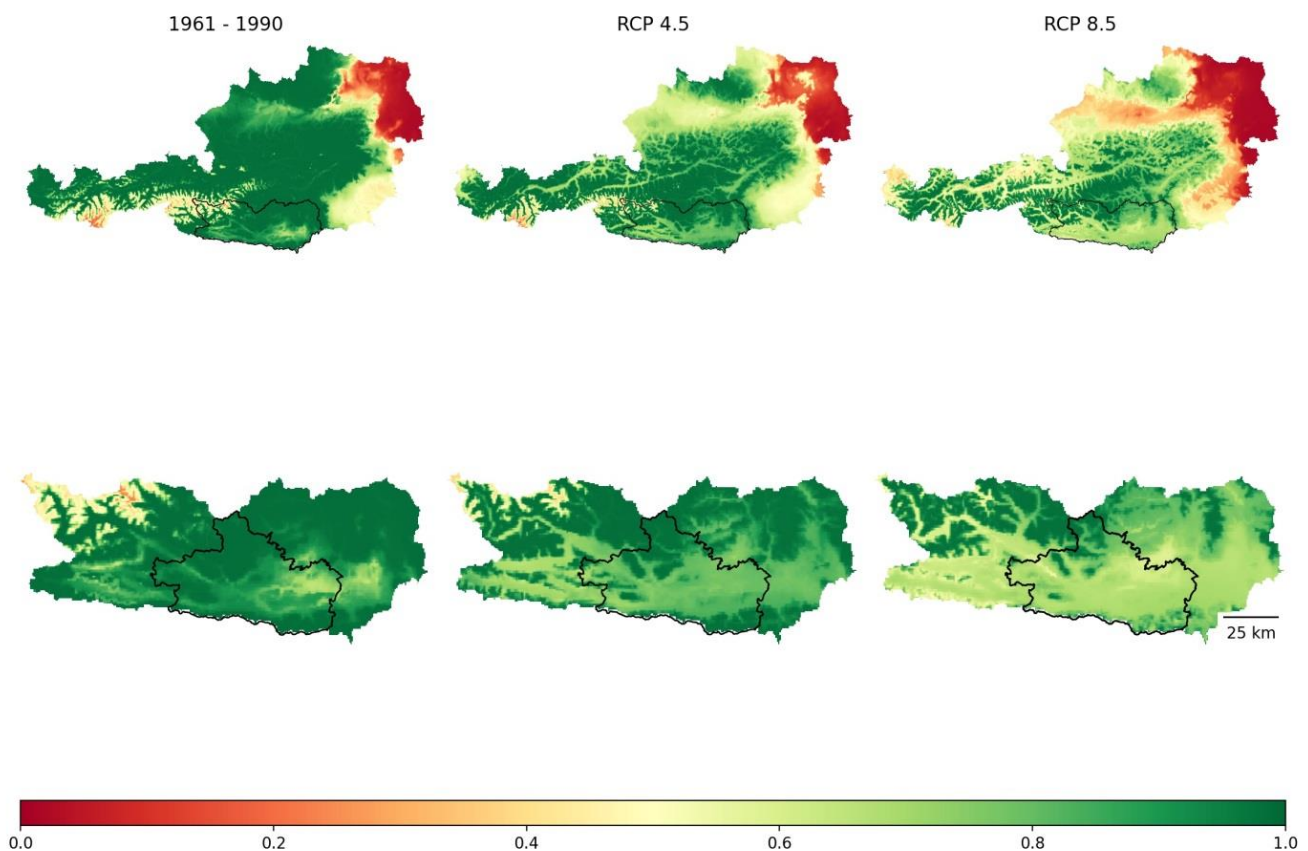


Abbildung 21: Klimaeignung der Fichte (*Picea abies*) in Kärnten. Abgegrenztes Gebiete, zentral = Bezirke Klagenfurt, Klagenfurt Land, Feldkirchen, Villach, Villach Land.

## 6.2 Weißtanne

Die Weißtanne (*Abies alba*) fand im Zeitraum von 1961-1990 beinahe im gesamten Bundesland ideale klimatische Anbaubedingungen vor (siehe Abbildung 22). Bei einer prognostizierten Klimaänderung im Rahmen des RCP Szenarios 4.5 verschlechtert sich dieser Wert deutlich. Besonders der Nordwesten des

Landes und die Region um die Stadt St. Veit an der Glan werden von dieser Veränderung betroffen sein. Bei Eintreffen eines stärkeren Klimaerwärmungsszenarios, wie bei RCP 8.5 prognostiziert, wird im Großteil Kärntens nur noch mit einer mäßigen klimatischen Eignung der Weißtanne zu rechnen sein.

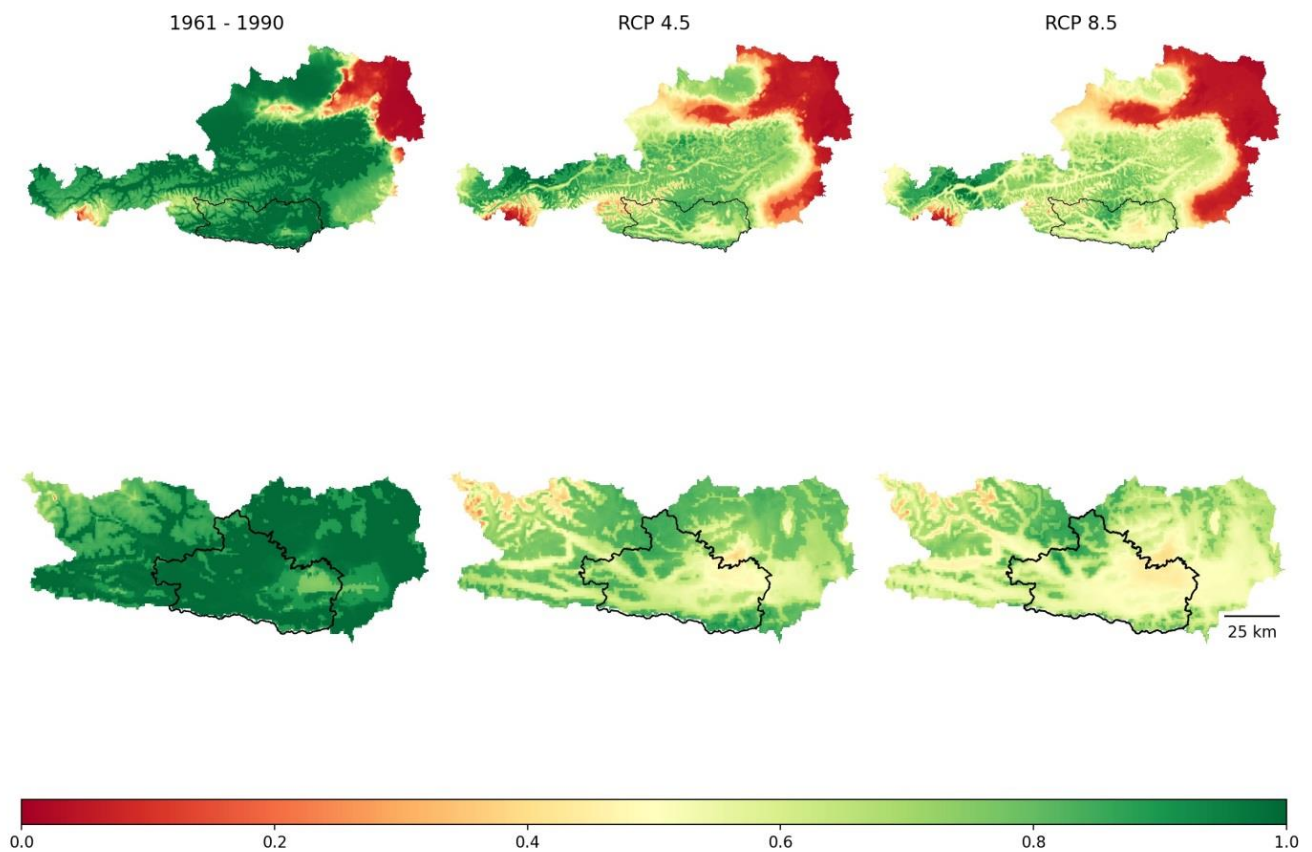


Abbildung 22: Klimaeignung der Weißtanne (*Abies alba*) in Kärnten. Abgegrenztes Gebiete, zentral = Bezirke Klagenfurt, Klagenfurt Land, Feldkirchen, Villach, Villach Land.

### 6.3 Lärche

Die zukünftige Klimaeignung der Lärche (*Larix decidua*), die im Zeitraum 1961-1990 beinahe im gesamten Bundesland hervorragende Bedingungen vorgefunden hat, wird sich in Zukunft deutlich verringern (siehe Abbildung 23). Während die Reduktion der idealen Anbauggebiete sich bei RCP 4.5 primär auf das Mölltal und Areale rund um das Glantal, die Launs-

dorfer Senke und Klagenfurt beschränkt, werden bei RCP 8.5 weite Teile Kärntens ungeeignet für die Lärche werden. Lediglich der Norden und ein kleines Teilgebiet der Karawanken im Süden bleiben bei RCP 8.5 klimatisch für den forstlichen Anbau der einzigen heimischen sommergrünen Nadelbaumart geeignet.

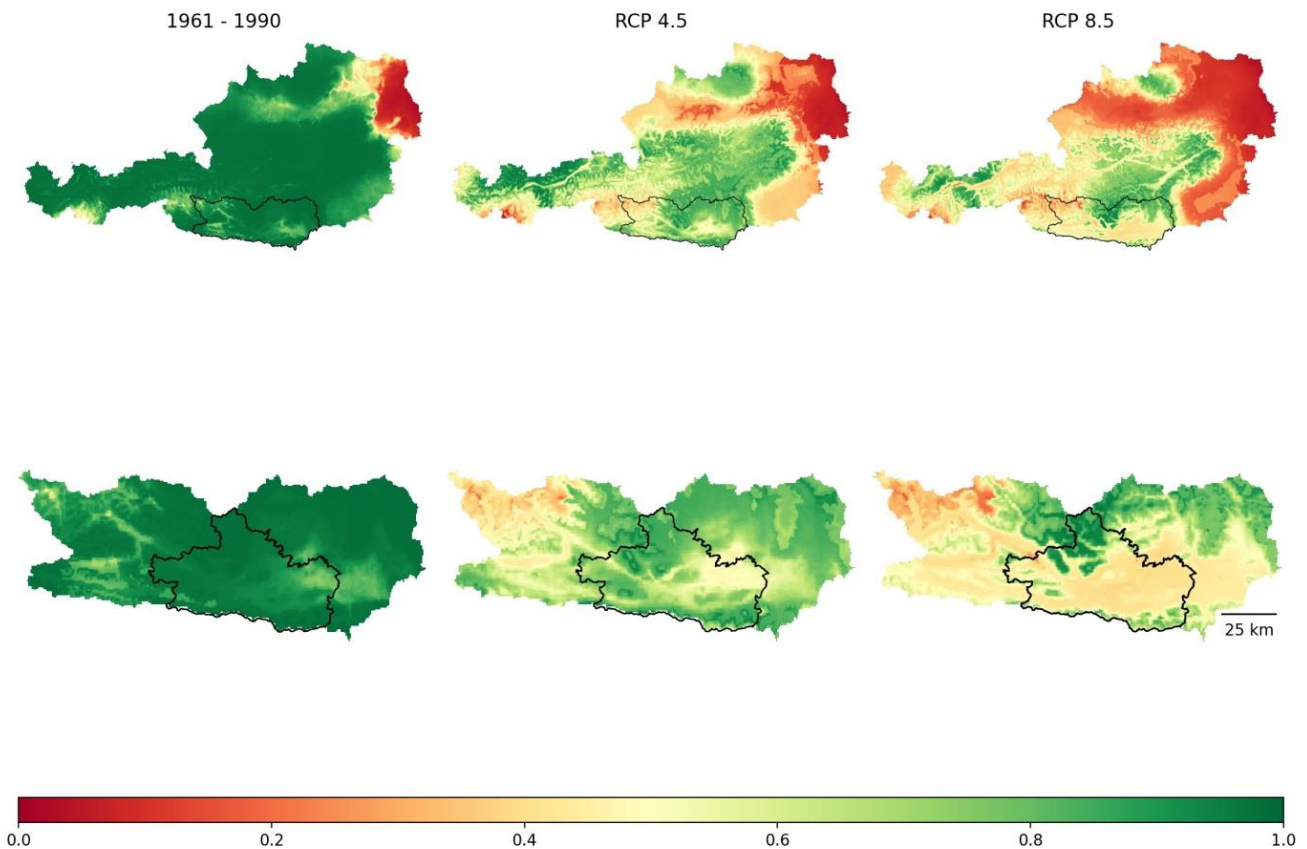


Abbildung 23: Klimaeignung der Lärche (*Larix decidua*) in Kärnten. Abgegrenztes Gebiete, zentral = Bezirke Klagenfurt, Klagenfurt Land, Feldkirchen, Villach, Villach Land.

## 6.4 Rotbuche

Im Referenzzeitraum (1961-1990) fand die Buche (*Fagus sylvatica*) ideale Wuchsbedingungen in weiten Teilen Kärntens vor (siehe Abbildung 24). Lediglich das Mölltal und das Lieser- und Maltatal stellten dabei eine Ausnahme dar. Die prognostizierten Klimaveränderungen würden das potentielle Verbreitungsareal der Buche in Kärnten noch etwas vergrößern. Die klimatisch geeigneten Wuchsbereiche würden sich bei beiden Szenarien weiter in die zuvor

erwähnten ungeeigneten Gebiete erstrecken. Bei Klimaszenario 8.5 würde es zeitgleich aber zu einer Reduktion der klimatischen Eignung in den Tieflagen des Landes kommen. Dennoch sollten bei beiden Szenarien in weiten Teilen Kärntens moderate bis gute klimatische Anbaubedingungen für die Rotbuche vorherrschen. Frostgefährdete Inversionslagen werden aber auch weiterhin keine passenden Areale für den forstlichen Anbau der Rotbuche darstellen.

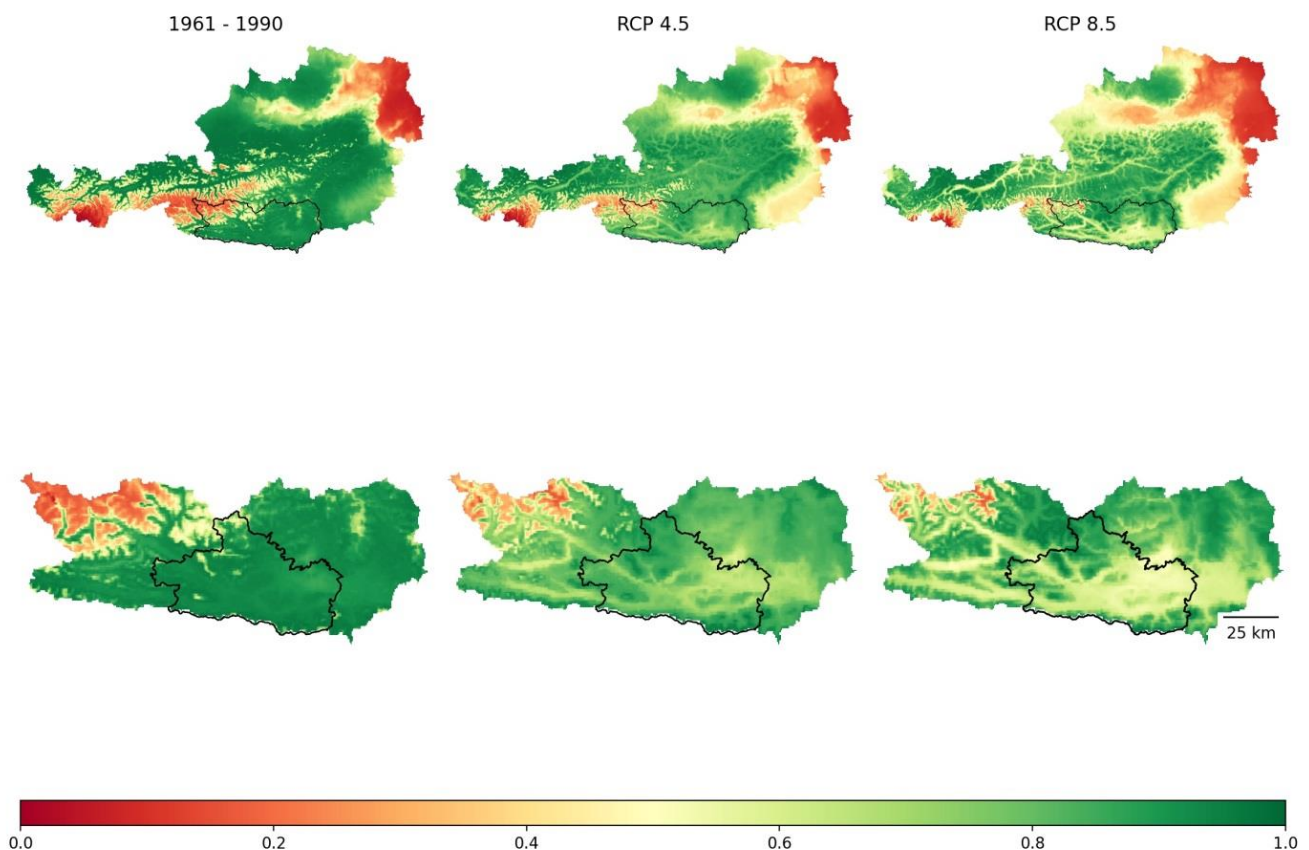


Abbildung 24: Klimaeignung der Rotbuche (*Fagus sylvatica*) in Kärnten. Abgegrenztes Gebiete, zentral = Bezirke Klagenfurt, Klagenfurt Land, Feldkirchen, Villach, Villach Land.

## 6.5 Weißkiefer

In der Vergangenheit (1961-1990) traf die Weißkiefer (*Pinus sylvestris*) nicht in ganz Kärnten auf ideale klimatische Bedingungen (siehe Abbildung 25). Besonders die Hochlagen des Mölltals sowie des Lieser- und Maltatals waren klimatisch ungeeignet für diese Baumart. Wird sich das Klima in Zukunft verändern, wird sich das klimatisch geeignete Anbauareal

in diesen Gebieten vergrößern. Tritt eine drastischere Klimaerwärmung (RCP 8.5) ein, kommt es zu einer deutlichen Reduktion des klimatisch geeigneten Anbaubereichs in weiten Teilen Kärntens. Besonders die Tal- und Beckenlagen werden sich dabei klimatisch nachteilig für die Weißkiefer entwickeln.

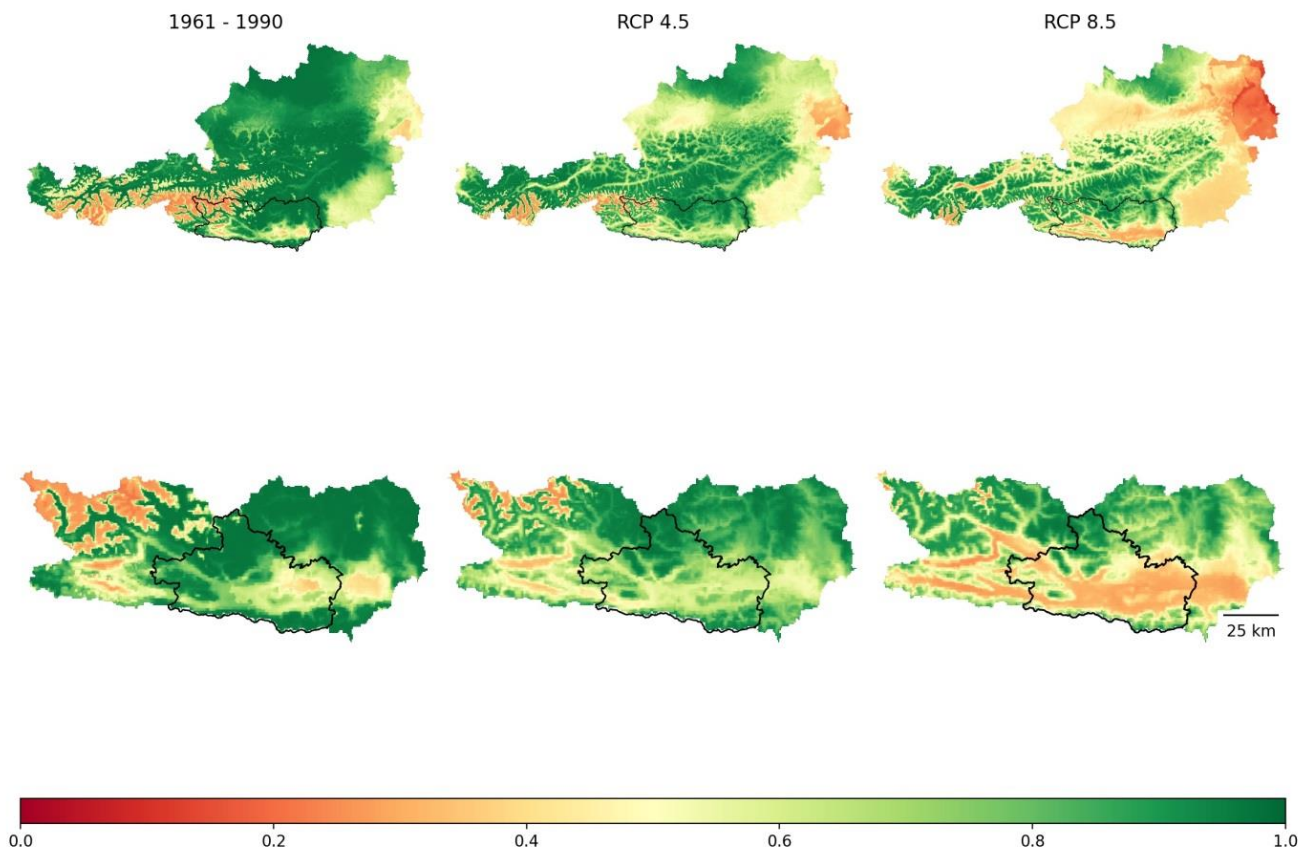


Abbildung 25: Klimateignung der Weißkiefer (*Pinus sylvestris*) in Kärnten. Abgegrenztes Gebiete, zentral = Bezirke Klagenfurt, Klagenfurt Land, Feldkirchen, Villach, Villach Land.

## 6.6 Eiche

Die heimischen Eichenarten Stiel- und Traubeneiche (*Quercus robur* und *Q. petraea*) fanden in der Vergangenheit (1961-1990) nur in einem Teil Kärntens gute Klimabedingungen vor (siehe Abbildung 26). Lediglich das Klagenfurter Becken und das Lavanttal stellten flächige klimatisch geeignete Anbaubedingungen für die zwei Eichenarten zur Verfügung. Bei beiden Klimaszenarien wird sich das

Klima positiv für die heimischen Eichen entwickeln und weite Teile des Landes werden für den forstlichen Anbau dieser Laubbaumarten klimatisch geeignet sein. Die Ausnahme dabei bilden das Mölltal sowie das Lieser- und Maltatal. Diese werden auch zukünftig unpassende Klimabedingungen für die Eichen beibehalten.

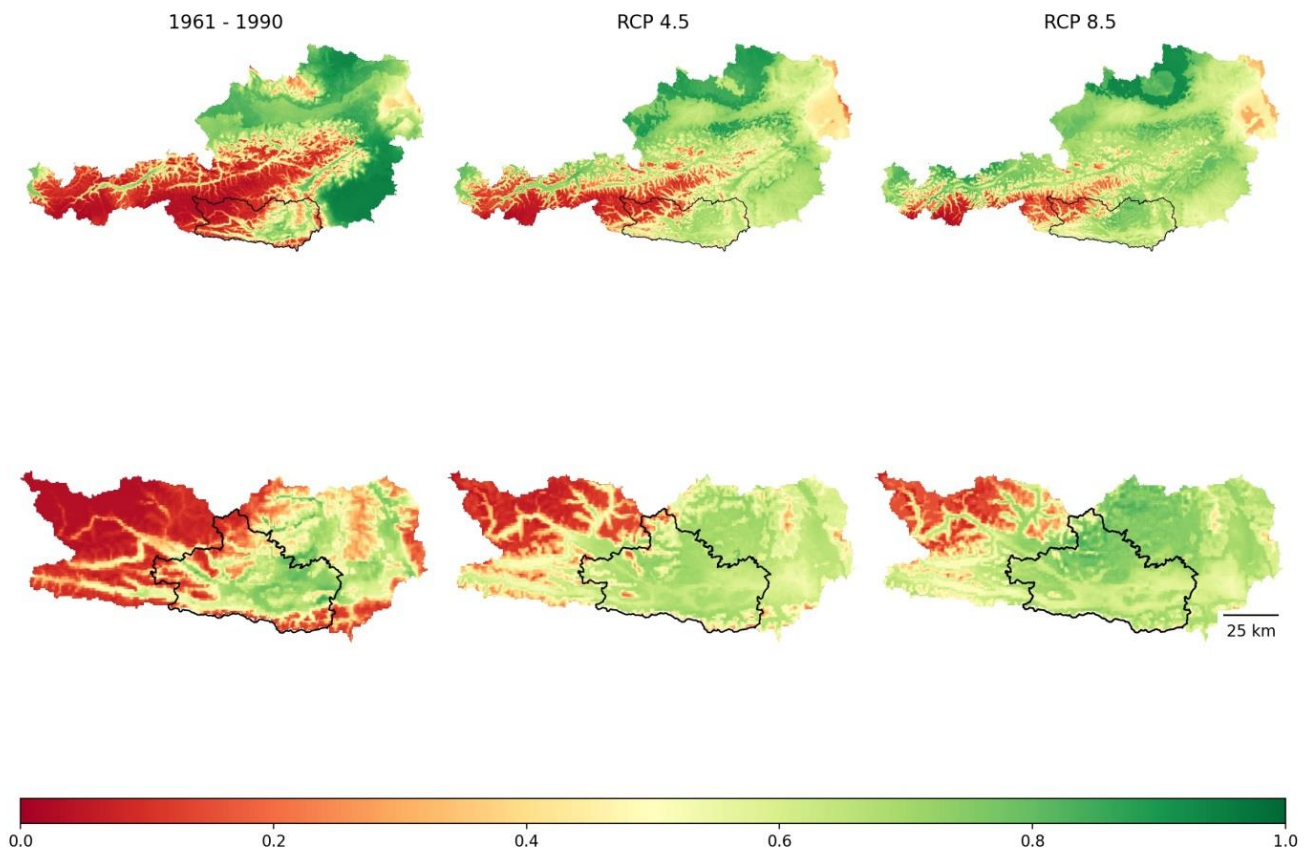


Abbildung 26: Klimaeignung der Eiche (*Quercus petraea* und *Q. robur*) in Kärnten. Abgegrenztes Gebiete, zentral = Bezirke Klagenfurt, Klagenfurt Land, Feldkirchen, Villach, Villach Land.



## 7 Potenzialanalyse nicht-heimischer Baumarten

Die Einschätzung der potenziellen zukünftigen Verbreitung nicht-heimischer Baumarten basiert auf Artenverbreitungsmodellen, welche oft auch als ökologische Nischenmodelle bezeichnet werden. Für diese Modelle wurden Vorkommensdaten sowohl aus dem heimischen als auch aus dem eingeführten Verbreitungsgebiet der Art verwendet. Dieser Ansatz gewährleistet, dass ein breites Spektrum potenzieller Wachstumsüberlegungen der jeweiligen Arten berücksichtigt wird.

Als Schwellenwert für ein potentielles Vorkommen bzw. Nicht-Vorkommen wird wie bei den heimischen Baumarten ein Wert von 0,6 bzw. 60 % für die An- (1) und Abwesenheit (0) angegeben (siehe Infobox Klimakarten-Farbskala). Es werden die Szenarien RCP 4.5 und RCP 8.5 im Zeitraum 2061-2080 dargestellt. Auf der jeweils linken Seite der nachfolgenden Karten ist die klimatische Eignung im Zeitraum 1961-1990 als Vergleichswert abgebildet.

Es werden nachfolgend Karten von Küstentanne (*Abies grandis*), Küstenkiefer (*Pinus contorta*), Monterey-Kiefer (*Pinus radiata*), Riesen-Lebensbaum (*Thuja plicata*), Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*), Schwarznuss (*Juglans nigra*), Roteiche (*Quercus rubra*), Rot-Esche (*Fraxinus pennsylvanica*) und Robinie (*Robinia pseudoacacia*) bereitgestellt.



## 7.1 Küstentanne

Die aus Nordamerika stammende Küstentanne (*Abies grandis*) fand bislang (1960-1990) nur in wenigen Teilgebieten Österreichs passende klimatische Bedingungen vor. Ganz Kärnten erwies sich dabei als klimatisch ungeeignet für den forstlichen Anbau der Küstentanne (siehe Abbildung 27). Das Klimaszenario 4.5 prognostiziert eine deutliche Verbesserung der klimatischen Eignung des Bundeslandes für den Anbau der Kü-

stentanne. Nur Gebiete im Norden des Landes, wie das Mölltal, das Lieser- und Maltatal, die Saualpe und Teile der Gurktaler Alpen bleiben für die nicht-heimische Nadelbaumart klimatisch ungeeignet. Bei Klimaszenario 8.5 weiten sich die ungeeigneten Anbauggebiete in den Tieflängen wieder weiter aus und die Küstentanne wird dort nicht auf ein geeignetes Klima stoßen.

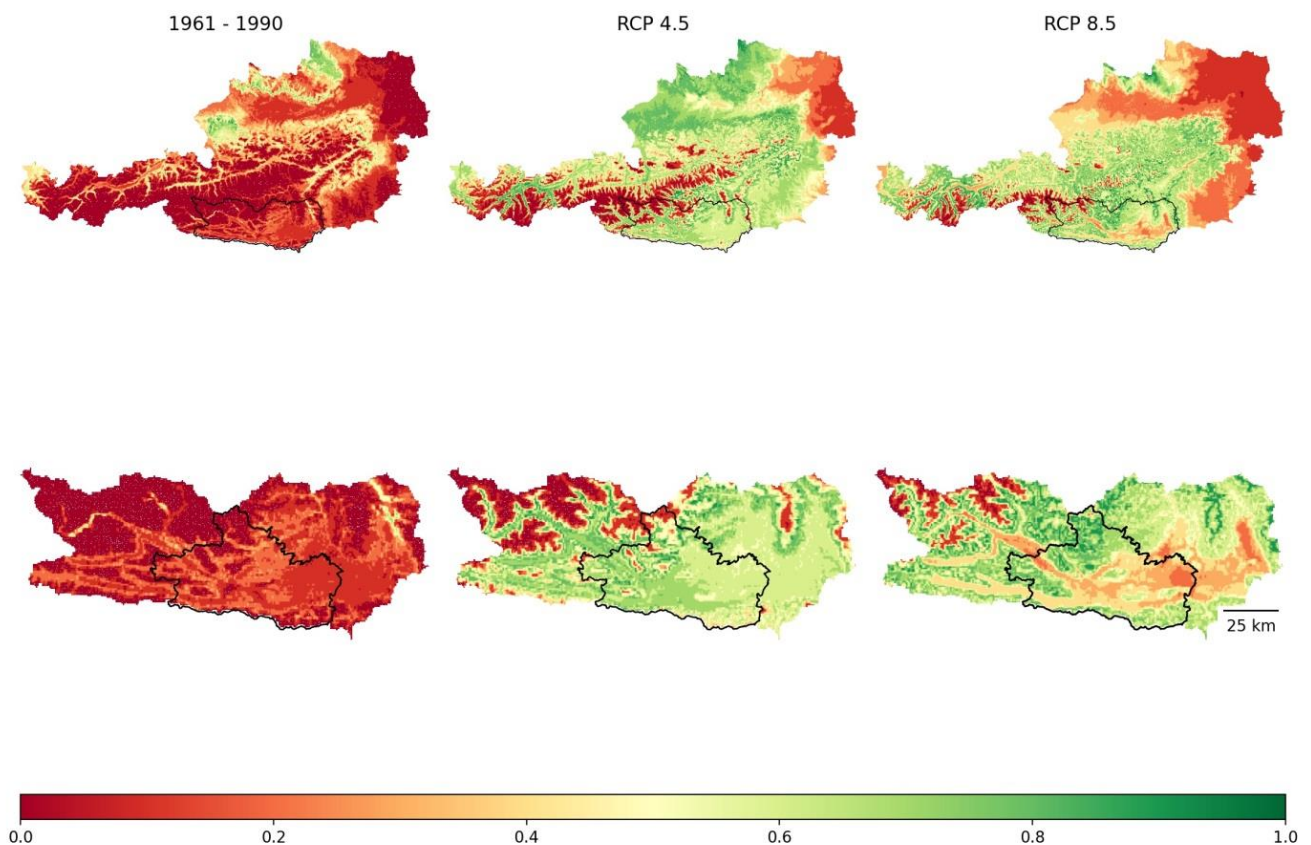


Abbildung 27: Klimaeignung der Küstentanne (*Abies grandis*) in Kärnten. Abgegrenztes Gebiete, zentral = Bezirke Klagenfurt, Klagenfurt Land, Feldkirchen, Villach, Villach Land.

## 7.2 Küstenkiefer

Die klimatischen Ansprüche der Küstenkiefer (*Pinus contorta*) decken sich nicht mit den bisherigen klimatischen Bedingungen Österreichs (siehe Abbildung 28). Die beiden Klimaszenarien 4.5 und 8.5 prognostizieren für den Alpenraum eine

leichte Verbesserung der jetzigen klimatischen Bedingungen. Dennoch scheint ganz Österreich für den forstlichen Anbau der Küstenkiefer auch in Zukunft klimatisch ungeeignet zu bleiben.

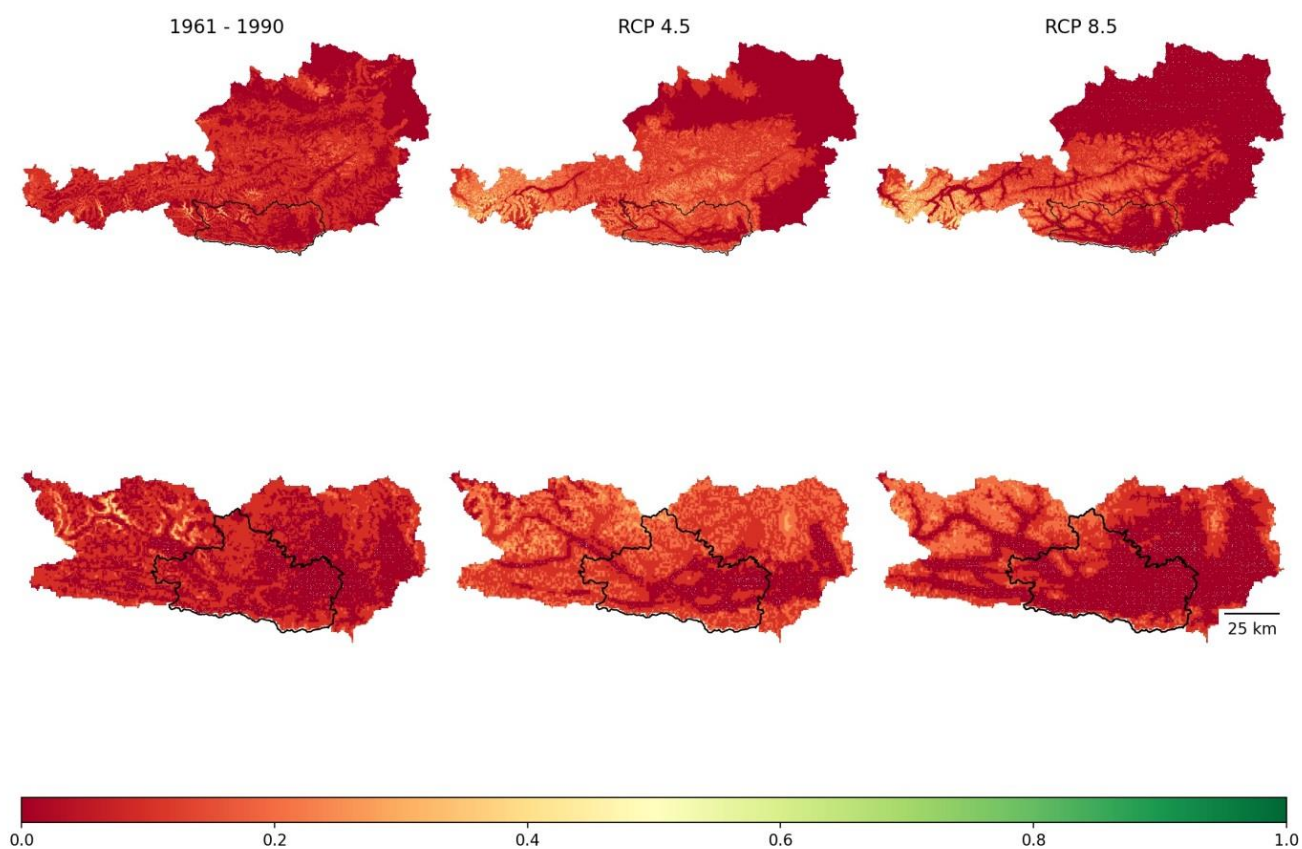


Abbildung 28: Klimaeignung der Küstenkiefer (*Pinus contorta*) in Kärnten. Abgegrenztes Gebiete, zentral = Bezirke Klagenfurt, Klagenfurt Land, Feldkirchen, Villach, Villach Land.

### 7.3 Monterey-Kiefer

Wie bei der Küstenkiefer lagen in der Vergangenheit (1960-1991) auch für die Monterey-Kiefer (*Pinus radiata*) die klimatischen Bedingungen in ganz Österreich in ungeeigneten Bereichen (siehe Abbildung 29). In Zukunft wird sich besonders das Gebiet rund um das

Wiener Becken klimatisch vorteilhaft für die Monterey-Kiefer verändern. Kärnten wird jedoch auch weiterhin keine nennenswerte klimatische Eignung für diese nicht-heimische Kiefernart aufweisen.

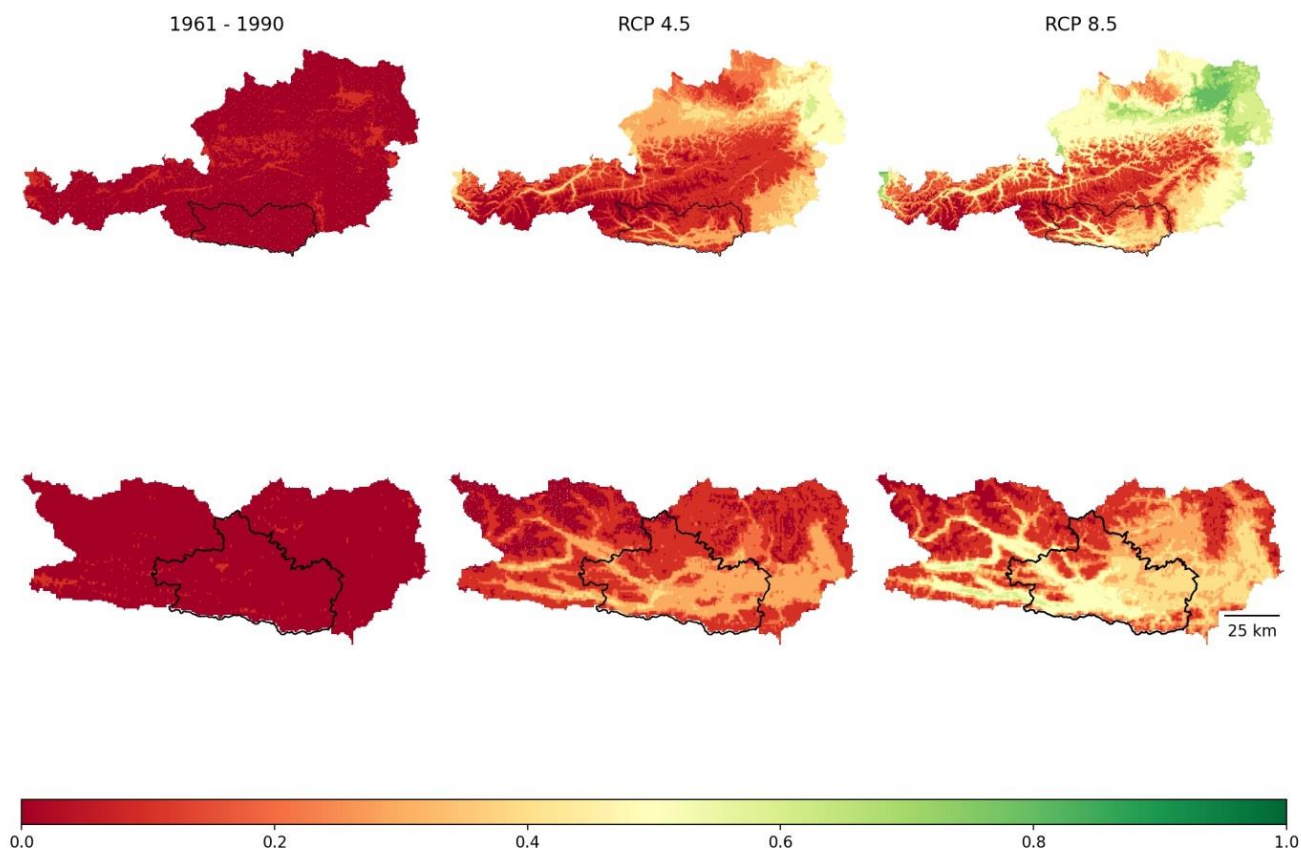


Abbildung 29: Klimaeignung der Monterey-Kiefer (*Pinus radiata*) in Kärnten. Abgegrenztes Gebiete, zentral = Bezirke Klagenfurt, Klagenfurt Land, Feldkirchen, Villach, Villach Land.

## 7.4 Riesen-Lebensbaum

Der Riesen-Lebensbaum (*Thuja plicata*) kommt natürlich von Nordkalifornien bis Alaska vor. In Europa wurde die Baumart bisher aufgrund ihres dekorativen Erscheinungsbildes häufig in Gärten und Parks gepflanzt. Die forstliche Verwendung war bisher gering, vermutlich bedingt durch die schlechte klimatische Eignung. Im Zeitraum 1961-1990 war das

gesamte Bundesland Kärnten klimatisch ungeeignet für diese nordamerikanische Baumart (siehe Abbildung 30). In Zukunft könnte sich das ändern und je nach Klimaszenario werden die tief- bzw. mittleren Höhnlagen klimatisch für den forstlichen Anbau des Riesen-Lebensbaumes geeignet sein.

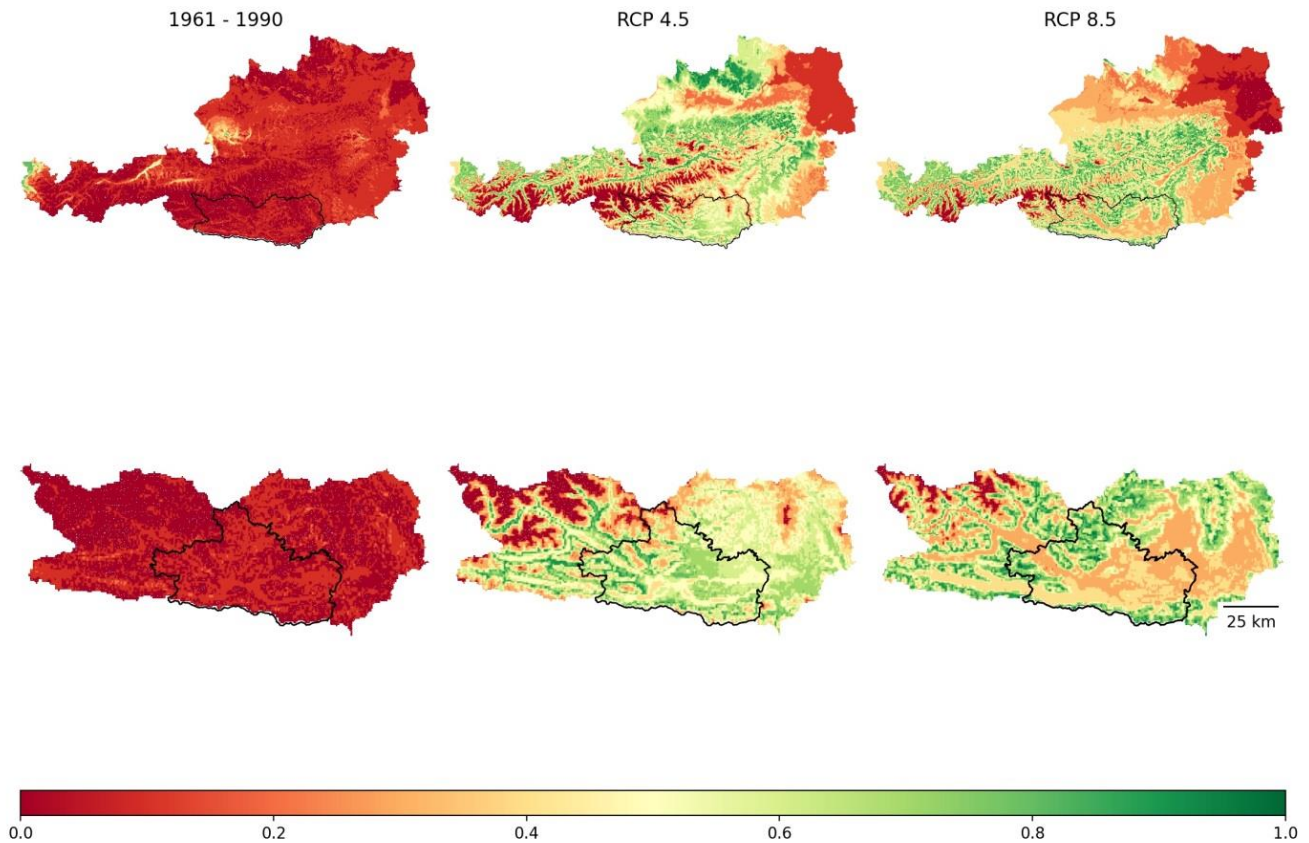


Abbildung 30: Klimaeignung des Riesen-Lebensbaum (*Thuja plicata*) in Kärnten. Abgegrenztes Gebiete, zentral = Bezirke Klagenfurt, Klagenfurt Land, Feldkirchen, Villach, Villach Land.

## 7.5 Douglasie

Die Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*) ist eine der häufigsten und forstlich am meisten genutzten, nicht-heimischen Baumarten sowohl in Europa, als auch in Österreich. Ihren Ursprung hat sie im Nordwesten Nordamerikas. In Österreich hat sie sich als Ersatzbaumart, vor allem in tieferen Lagen des sommerwarmen Ostens, bewährt und gezeigt, dass sie auch auf den trockensten Standorten Österreichs wachsen und gute Wuchsergebnisse erzielen kann. Das Klimahüllenmodell der Douglasie zeigt,

dass das potentielle Eignungsgebiet der Douglasie im Klimawandel in Kärnten zunehmen wird (siehe Abbildung 31). In weiten Teilen des Bundeslandes würden sich die Chancen der Douglasie in Szenario RCP 4.5 verbessern. Bei Eintreffen des Szenarios RCP 8.5 verschlechtern sich die Prognosen im gesamt Kärnten jedoch wieder. In der Pilotregion Klagenfurter Becken würden unter Szenario RCP 8.5 deutlich nachteiligere Klimabedingungen vorherrschen als unter Szenario RCP 4.5.

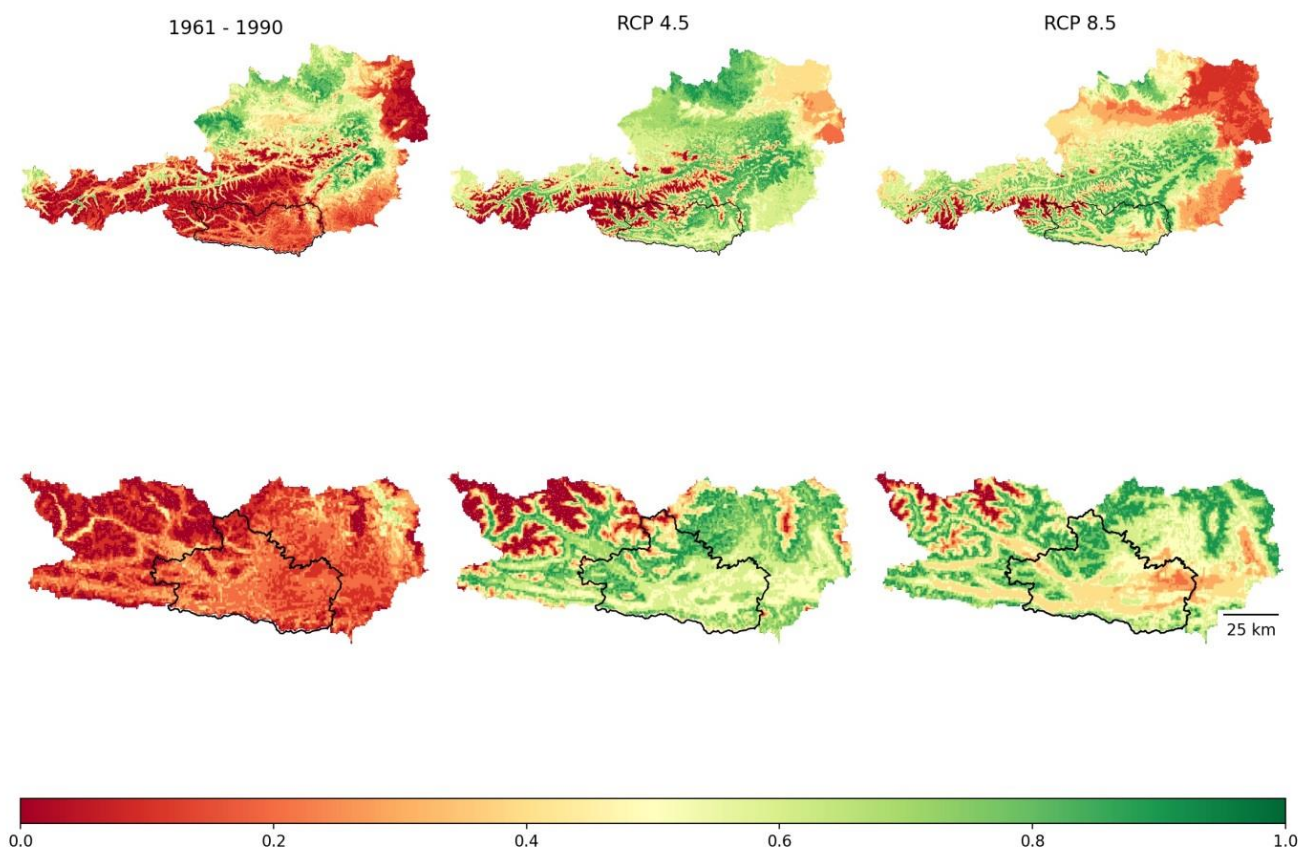


Abbildung 31: Klimaeignung der Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*) in Kärnten. Abgegrenztes Gebiete, zentral = Bezirke Klagenfurt, Klagenfurt Land, Feldkirchen, Villach, Villach Land.

## 7.6 Schwarznuss

Die Schwarznuss (*Juglans nigra*) ist aus forstwirtschaftlicher Sicht eine der wertvollsten nicht-heimischen Baumarten. Sie stammt aus dem südöstlichen und östlichen Teil Nordamerikas, kommt aber auch bis in den mittleren Westen hinein vor. Bereits heute sind die klimatischen Voraussetzungen in Teilen Kärntens für diese Baumart gut (siehe

Abbildung 32). In Zukunft ist durch den Klimawandel, unabhängig vom Szenario, mit einer Verbesserung der klimatischen Bedingungen für diese nicht-heimische Nussart zu rechnen. Bei Eintreffen des Klimaszenarios 8.5 werden lediglich der Nordwesten Kärntens und die Saualpe klimatisch ungeeignet für den forstlichen Anbau der Schwarznuss bleiben.

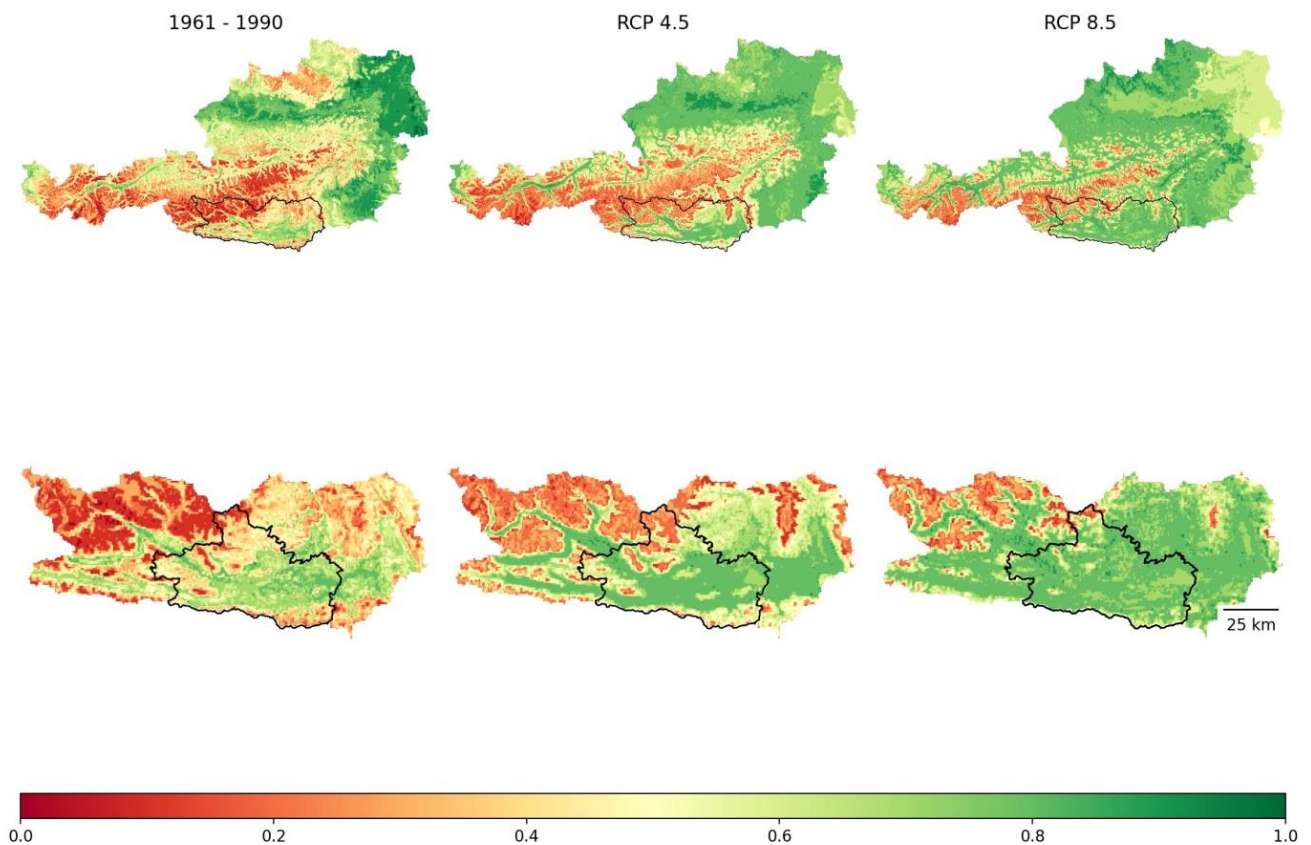


Abbildung 32: Klimaeignung der Schwarznuss (*Juglans nigra*) in Kärnten. Abgegrenztes Gebiete, zentral = Bezirke Klagenfurt, Klagenfurt Land, Feldkirchen, Villach, Villach Land.

## 7.7 Roteiche

Die Roteiche (*Quercus rubra*) stammt ursprünglich aus den östlichen USA bzw. südöstlichen Kanada und wurde vor bereits mehr als 300 Jahren in Europa eingeführt. Zunächst wurde sie in Parks gepflanzt, später fand sie aufgrund ihrer relativen Anspruchslosigkeit und ihres guten Wachstums auch Verwendung als Forstbaum. Im Zeitraum 1961-1990 waren für sie vor allem die tieferen Lagen Österreichs klimatisch gut bis sehr gut geeignet. Kärnten erwies sich jedoch in der Vergangenheit als klimatisch ungeeignet (siehe Abbildung 33). Im Zukunftsszenario RCP 4.5, aber auch in

deutlich geringerem Maße im Szenario RCP 8.5, verbessern sich die Bedingungen im österreichischen Alpenraum für die Roteiche deutlich. Auch in Kärnten werden die klimatischen Voraussetzungen im Szenario RCP 4.5 großflächig besser. Nur im Nordwesten und Norden des Bundeslandes gibt es Gebiete, in denen die klimatischen Bedingungen für die Roteiche ungeeignet bleiben. In der Pilotregion Klagenfurter Becken und anderen Tieflagen des Bundeslandes werden bei Szenario RCP 8.5 keine günstigen Bedingungen für diese nicht-heimische Eichenart zu finden sein.

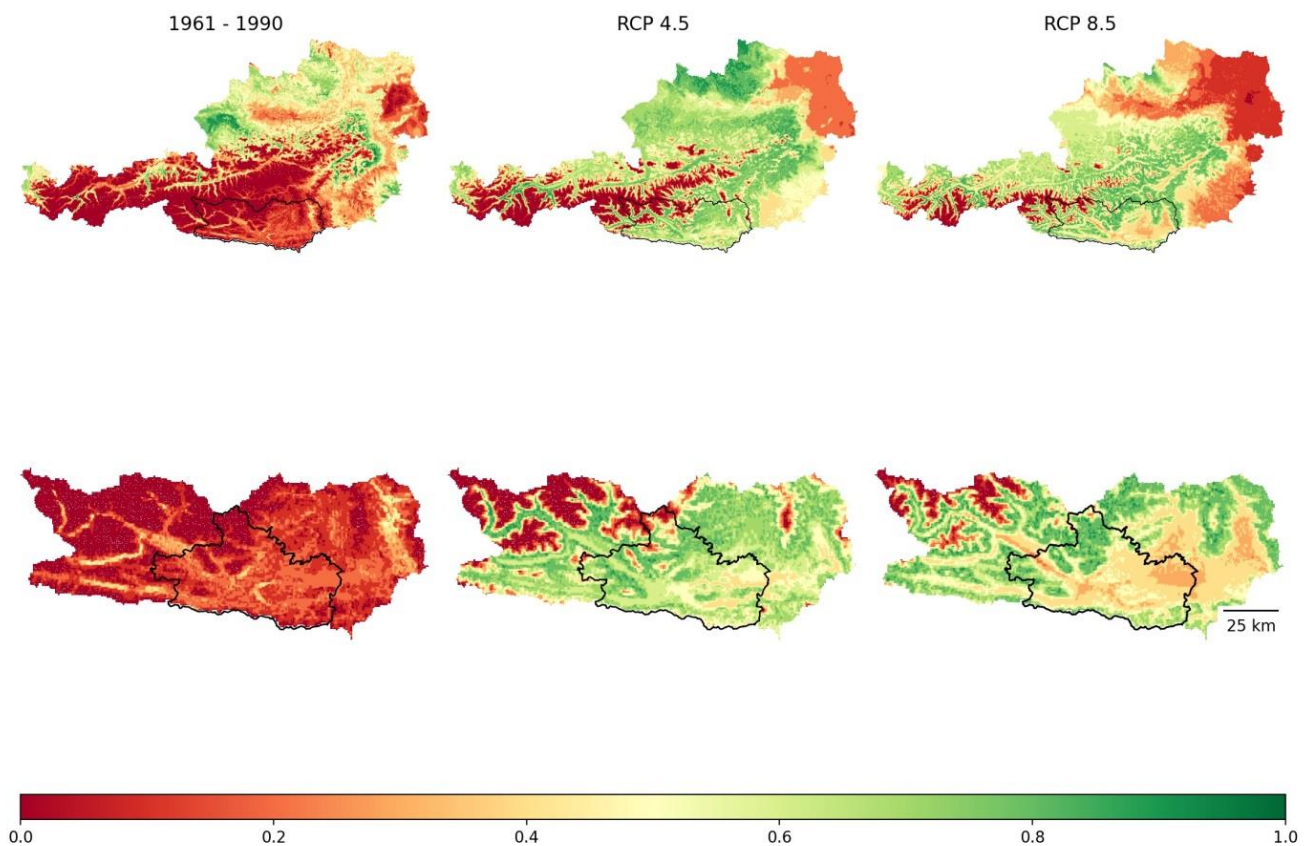


Abbildung 33: Klimaeignung der Roteiche (*Quercus rubra*) in Kärnten. Abgegrenztes Gebiete, zentral = Bezirke Klagenfurt, Klagenfurt Land, Feldkirchen, Villach, Villach Land.



## 7.8 Rot-Esche

Die klimatischen Bedingungen Österreichs waren in der Vergangenheit (1961-1990) nur in Teilen des Wiener Beckens und des nördlichen Alpenvorlands für den forstlichen Anbau der Rot-Esche (*Fraxinus pennsylvanica*) geeignet. Kärnten erwies sich in der Vergangenheit als Gesamtes als klimatisch ungeeignet

(siehe Abbildung 34). In Zukunft wird es in kleinen Teilgebieten des Bundeslandes zu einer Verbesserung der klimatischen Bedingungen für die nicht-heimische Eschenart kommen, aber dennoch wird der forstliche Anbau der Rot-Esche in Kärnten auf keine günstigen klimatischen Bedingungen treffen.

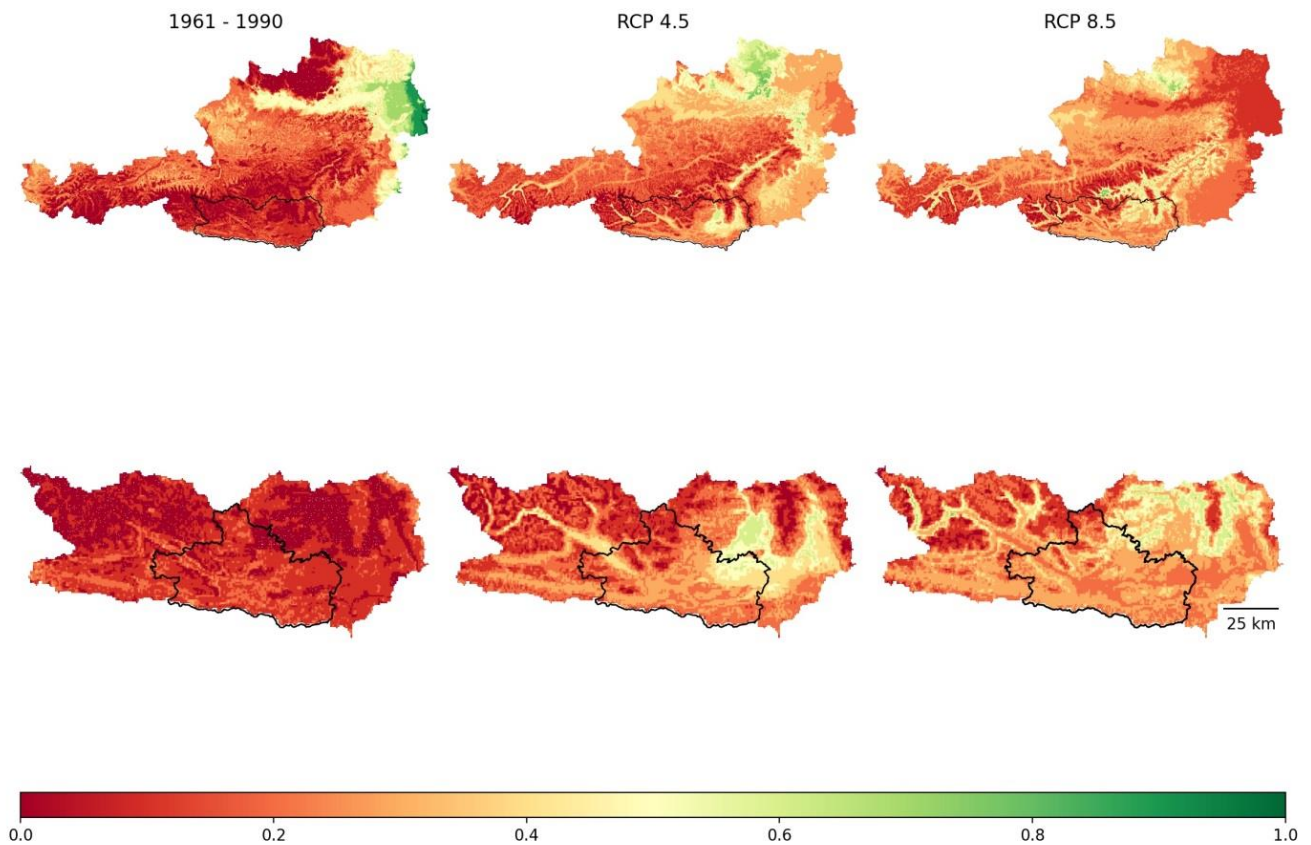


Abbildung 34: Klimaeignung der Rot-Esche (*Fraxinus pennsylvanica*) in Kärnten. Abgegrenztes Gebiete, zentral = Bezirke Klagenfurt, Klagenfurt Land, Feldkirchen, Villach, Villach Land.

## 7.9 Robinie

Das Ursprungsgebiet der Robinie (*Robinia pseudoacacia*) befindet sich in Nordamerika, vom Nordosten Alabamas bis hin zum Südwesten Pennsylvanias. In Europa wird sie erstmals im 1635 erschienenen Werk von Jaques Philippe Cornut „*Canadensium plantarum [...] Enchiridion botanicum parisiense*“ als *Acacia Americana Robini* aufgeführt (Vor et al. 2015b). Mittlerweile hat sie sich in allen submediterranen und gemäßigten Regionen eingebürgert (Nicolescu et al. 2020). Ihre klimatische Eignung in der Vergangenheit (1961-1990) beschränkte sich im Wesentlichen auf den Nordosten

Österreichs, das Innviertel, den Flachgau sowie das nordwestliche Vorarlberg. Ganz Kärnten erwies sich in der Vergangenheit als klimatisch ungeeignet (siehe Abbildung 35). Bei beiden Klimaszenarien verbessern sich die klimatischen Bedingungen für den Anbau der Robinie sowohl in Kärnten als auch Österreich deutlich. Ähnlich der Schwarznuss werden lediglich die Hochlagen im Nordwesten bzw. Norden auch weiterhin ungeeignete klimatische Bedingungen für diese nordamerikanische Baumart innehaben.

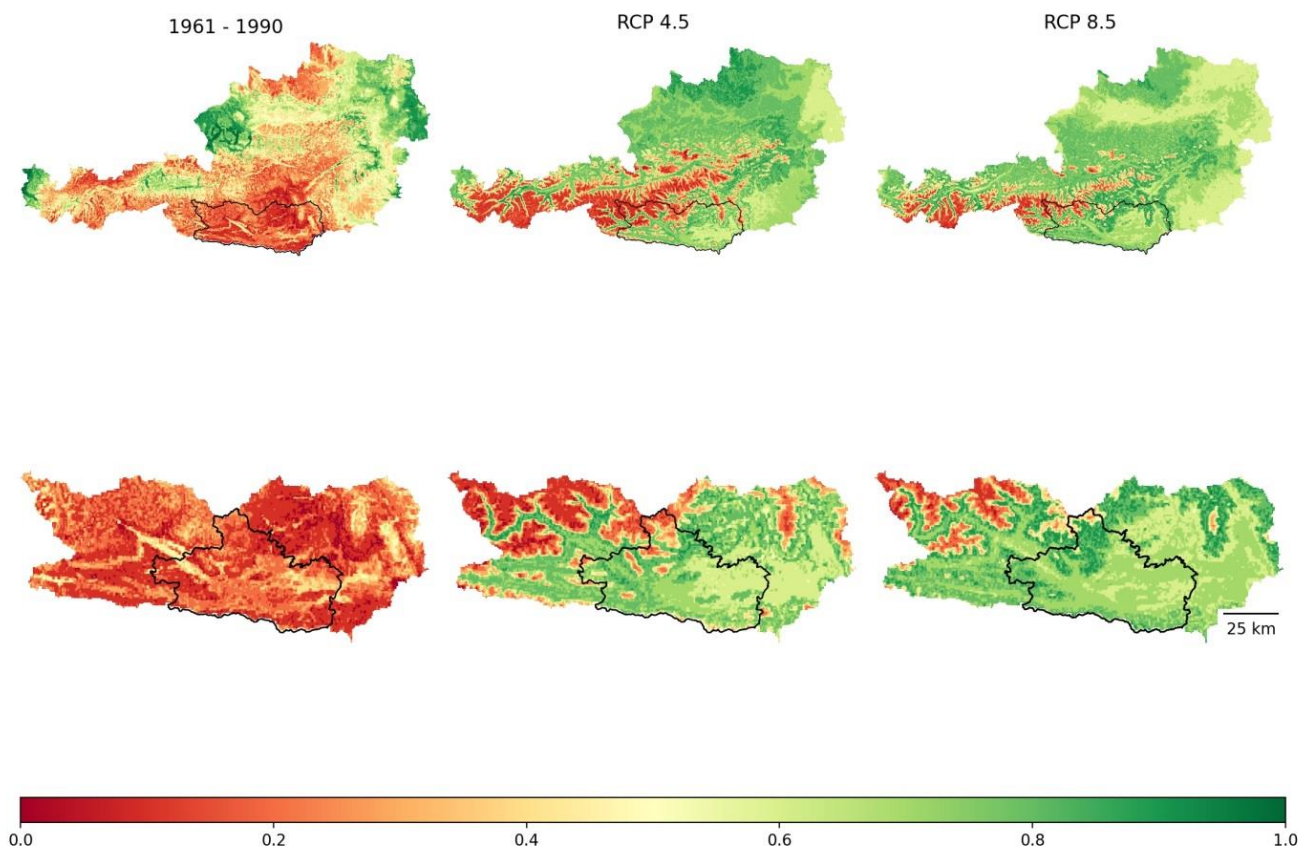


Abbildung 35: Klimaeignung der Robinie (*Robinia pseudoacacia*) in Kärnten. Abgegrenztes Gebiete, zentral = Bezirke Klagenfurt, Klagenfurt Land, Feldkirchen, Villach, Villach Land.

## 8 Feldaufnahmen

Das Projekt WaldWandel setzt sich nicht nur mit den Potentialen von nicht-heimischen Baumarten auseinander, sondern auch mit den möglichen Risiken ihres Anbaues. Zwei der möglichen Risiken, die im Zusammenhang mit nicht-heimischen Baumarten immer wieder genannt werden, sind die unerwünschte Ausbreitung der Art und die möglichen Änderungen von Standortbedingungen durch sie.

In Kapitel 3 wurde die Pilotregion näher erläutert und in Kapitel 4 wurden die im Sommer 2021 besichtigten Flächen näher beschrieben. Da es sich bei dem Großteil der Flächen um relativ junge Bestände handelt, wurde es nicht als sinnvoll erachtet, an diesen Flächen Naturverjüngungsaufnahmen bzw. Standortkartierungen durchzuführen. Die weitere Beobachtung dieser Flächen wird empfohlen. Für die Erhebung der Naturverjüngung wurde die Roteichenfläche des Forstbetriebes DI Maximilian Czernin, Krastowitz / Grafenstein als zweckmäßig eingestuft (siehe 4.1.1, Roteichenfläche).

### 8.1 Methode

Um die Verjüngung in dem gewählten Roteichenbestand aufzunehmen, wurde vorab ein 25 x 25 m Raster in der GIS-Anwendung QGIS über die Fläche gelegt und mittels Zufallsverteilung sechs Punkte ausgewählt. Diese Punkte wurden mittels GPS-Gerät anschließend im Feld aufgesucht. An jedem der sechs Probepunkte wurde eine Standortansprache durchgeführt, gefolgt von einer

Verjüngungsaufnahme und einer Winkelzählprobe. Zusätzlich wurde an einem der Punkte ein Bodenprofil erstellt und abschließend eine Begehung der umliegenden Bestände durchgeführt. Ziel der Begehung war es festzustellen, ob es zu einer Ausbreitung der Roteiche außerhalb des Bestandes gekommen ist.

#### 8.1.1 Standortansprache

An jedem der sechs Probepunkte wurden diverse Standortparameter und die Bedeckung (%) der Vegetation bis in 5 Meter Höhe (in neun Kategorien) angesprochen (siehe Tabelle 7).

Tabelle 7: Parameter der Standortansprache

Standortparameter	Vegetation (≤ 5 Meter)
Punktnummer	Gesamtbegrünung
Seehöhe	Jungbäume
Exposition	Sträucher
Geländeform	Zwergsträucher
Wasserhaushalt	<i>Rubus spp.</i> (z.B. Brombeere)
Bestandesschlussgrad (Abbildung 36)	Kräuter
	Farne
	Gräser
	Moos




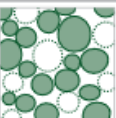
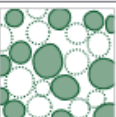

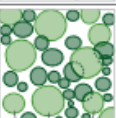
Schlussgrad	Beschreibung	Schematische Darstellung
gedrängt	Kronen greifen gegenseitig tief ineinander	
geschlossen	Kronen berühren sich mit den Zweigspitzen	
locker	Kronen haben Abstand, jedoch hat keine weitere Krone dazwischen Platz	
licht	Kronen haben Abstand, dass eine weitere Krone dazwischen Platz findet	
räumdig	Kronen haben Abstand, dass eine oder mehrere Kronen dazwischen Platz finden	
geklumpt	Gehölzgruppen mit geschlossenem Kronenschluss, ohne Zusammenhang zueinander	
Stufenschluss	Stufig aufgebaute Bestände, Beeinflussung der Kronen hauptsächlich vertikal, horizontale Konkurrenz gering; Oberschichtbäume schützen untere Schichten	

Abbildung 36: Darstellung zur Einordnung des Bestandschlussgrades

### 8.1.2 Erhebung der Verjüngung zur Evaluierung eines potentiellen Risikos

Nach Abschluss der Standortsansprache wurde ein 50 m<sup>2</sup> Kreis um das jeweilige Probekreiszentrum errichtet, in welchem die gesamte vorkommende Verjüngung nach Höhenklasse aufgenommen wurde (siehe Tabelle 8). Wurden bei einer Baumart, innerhalb einer Höhenklasse, mehr als 30 Stück gezählt, wurde die Gesamtanzahl dieser Baumart in dieser Höhenklasse auf die Probekreisfläche hochgerechnet. Zudem wurde bei jeder Pflanze ein vorhandener Leittriebverbiss vermerkt. Es wurde dabei nicht nach der Art des Verbisses unterschieden.

Tabelle 8: Höhenklassen

Höhenklasse	Höhe [cm]
0	< 10
1	10-30
2	31-50
3	51-80
4	81-130
5	131-200
6	201-500

### 8.1.3 Winkelzählprobe

Innerhalb der ausgewählten Roteichenfläche wurde an jedem der sechs erhobenen Probepunkte eine Winkelzählprobe mit Hilfe eines Spiegelrelaskops (Zählbreite 4) durchgeführt. Die entsprechenden Höhen der Kreisflächenzentralstämme wurden mittels Vertex ermittelt. Anschließend wurden die sechs Winkelzählproben mit Hilfe des Programms „RStudio“ ausgewertet und die Ergebnisse für die Fläche gemittelt.

### 8.1.4 Bodenprofil

Da die Laubstreu der Roteiche als schwer abbaubar gilt, wodurch es zu Standortsveränderungen kommen kann (Dreßel und Jäger 2002; Hetzel 2006), wurde zusätzlich ein Bodenprofil an einem der sechs Punkte erstellt. Dabei wurde mittels Sparten ein Loch bis in etwa 60 cm Tiefe gegraben und die einzelnen Bodenhorizonte vermessen und beschrieben. Zusätzlich wurde der Kalkgehalt des Bodens mittels einer 10 %igen HCl-Lösung bestimmt.

### 8.1.5 Natürliche Ausbreitung

Um eine mögliche (unerwünschte) Ausbreitung der Roteiche beurteilen zu

können, fand eine Begehung der umliegenden Bestände statt. In einem ca. 20 Meter breiten Streifen rund um den Rot-

eichenbestand wurde dabei gezielt nach Roteichenverjüngung gesucht.

## 8.2 Ergebnisse

Es wurden sechs Probepunkte aufgenommen (siehe Abbildung 37). Die Standortansprache in Tabelle 9 spiegelt die unmittelbare Probefläche wider. Die detaillierte Wiedergabe soll einen möglichst umfassenden Blick auf die standörtlichen Bedingungen vor Ort ermöglichen. Es handelte sich bei allen Aufnahmepunkten um eine Ebene, daher

wurde keine Exposition angegeben. Einziger Unterschied bei den Standortparametern der sechs Punkte war der Bestandesschlussgrad bei Punkt 4 (licht, ansonsten immer locker; siehe Tabelle 9) und die jeweiligen Deckungsgrade der Vegetation bis fünf Meter Höhe (siehe Tabelle 10).



Abbildung 37: Probepunkte im Roteichenbestand des Forstbetriebs Czernin.

Tabelle 9: Standortansprache.

Nummer	Wasserhaushalt	Exposition	Relief	Bestandesschlussgrad
1	frisch	-	Ebene	Locker
2	frisch	-	Ebene	Locker
3	frisch	-	Ebene	Locker
4	frisch	-	Ebene	Locker
5	frisch	-	Ebene	Licht
6	frisch	-	Ebene	Locker

Tabelle 10: Deckungsgrade der Vegetation bis 5 m Höhe pro Punkt. 0 = keine Deckung, 1 = <1 %, 2 = 1-5 %, 3 = bis 25 %, 4 = bis 50 %, 5 = bis 75 %, 6 = bis 100 %.

Punkt	Gesamt	[m]	Jungbäume	[m]	Sträucher	[m]	Zwergstr.	[m]	Rubus sp.	[m]
1	6	4	6	4	2	0,5	0	0	1	0,5
2	6	2,5	3	2,5	2	1,5	0	0	1	0,5
3	6	3	3	2	4	3	1	0,1	1	0,5
4	6	5	2	0,5	4	5	0	0	1	0,5
5	4	5	2	0,5	3	5	0	0	3	0,5
6	6	2,5	2	1	3	2	0	0	1	0,5

Punkt	Kräuter	[m]	Farn	[m]	Gräser	[m]	Moos	[m]
1	6	0,3	1	0,5	0	0	1	0,1
2	6	0,5	1	0,5	1	0,5	1	0,1
3	6	0,5	0	0	0	0	1	0,1
4	6	0,5	1	0,5	1	0,5	1	0,1
5	3	0,5	0	0	2	0,5	1	0,1
6	6	0,5	0	0	1	0,5	1	0,1

## 8.2.1 Winkelzählprobe

Zum Vergleich der Leistung der verschiedenen Baumarten wurde pro Probepunkt eine Winkelzählprobe durchgeführt. In Summe wurden 27 Bäume bei den sechs Winkelzählproben gezählt. Die häufigste Baumart bildete dabei, mit 24 Stück, eindeutig die Roteiche. Zusätzlich vielen noch eine Fichte, ein Bergahorn und eine Graupappel<sup>4\*</sup> in die Winkelzählprobe.

Die Winkelzählprobe ergab ein gemittelttes Gesamtvolumen von 168,5 Vfm/ha was 362,4 Vfm/Ort entspricht. Wie erwartet hatte die Roteiche mit 154,3 Vfm/ha den größten Anteil am Vorrat. Gefolgt von Graupappel\* (6,6 Vfm/ha), Bergahorn (4,6 Vfm/ha) und Fichte (3,1 Vfm/ha) (siehe Abbildung 38). Die der Winkelzählprobe entsprechenden Kreisflächen sind in Abbildung 39 dargestellt.

Die bei der ursprünglichen Aufforstung eingebrachten Eschen sind aufgrund des vorangeschrittenen Eschentriebsterbens flächig ausgefallen. Auch bei den aufgeforsteten Bergahornpflanzen kam es bereits zu einem Ausfall im Altbestand und so fiel nur ein Exemplar in die Winkelzählprobe. Zusätzlich wurde eine junge Fichte gezählt. Diese verhältnismäßig schwache Fichte (BHD 14,1 cm) ist wahrscheinlich durch Naturverjüngung aus den umliegenden Flächen im Roteichenbestand aufgekommen.

---

<sup>4</sup> \*cf. Artbestimmung unsicher

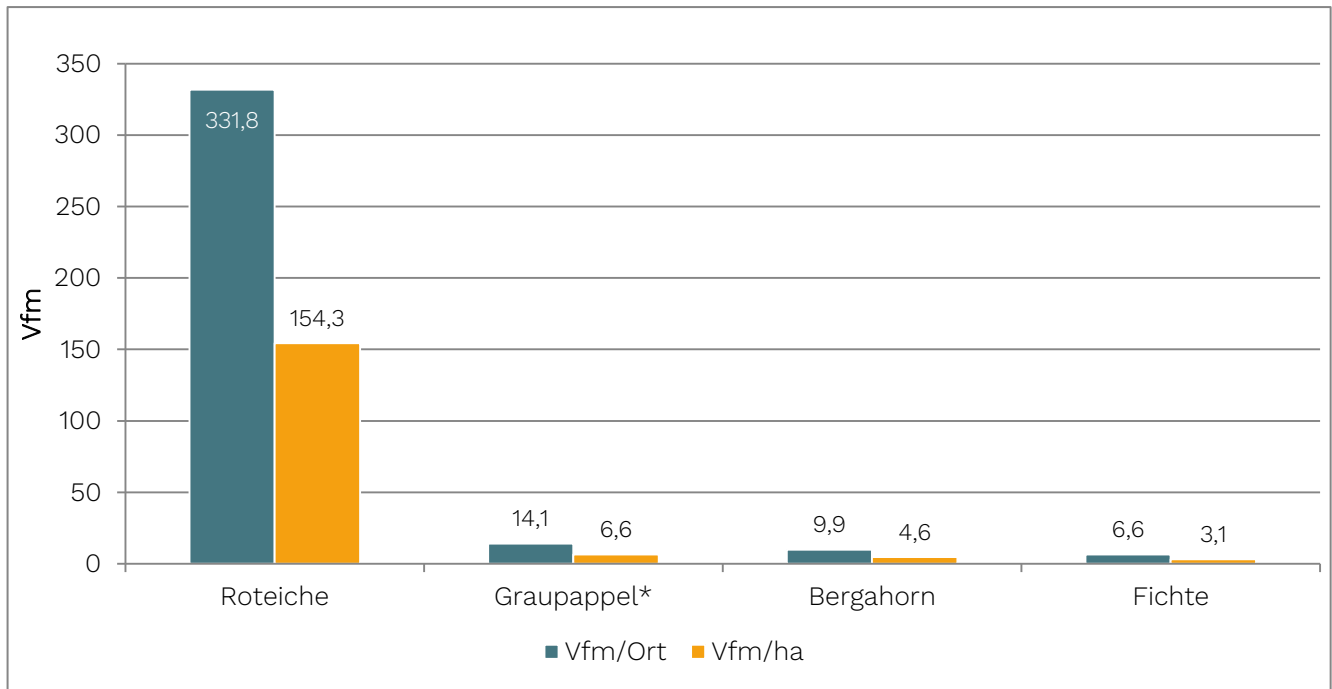


Abbildung 38: Ergebnis der Winkelzählprobe; Vorratsfestmeter. \*cf. Artbestimmung unsicher.

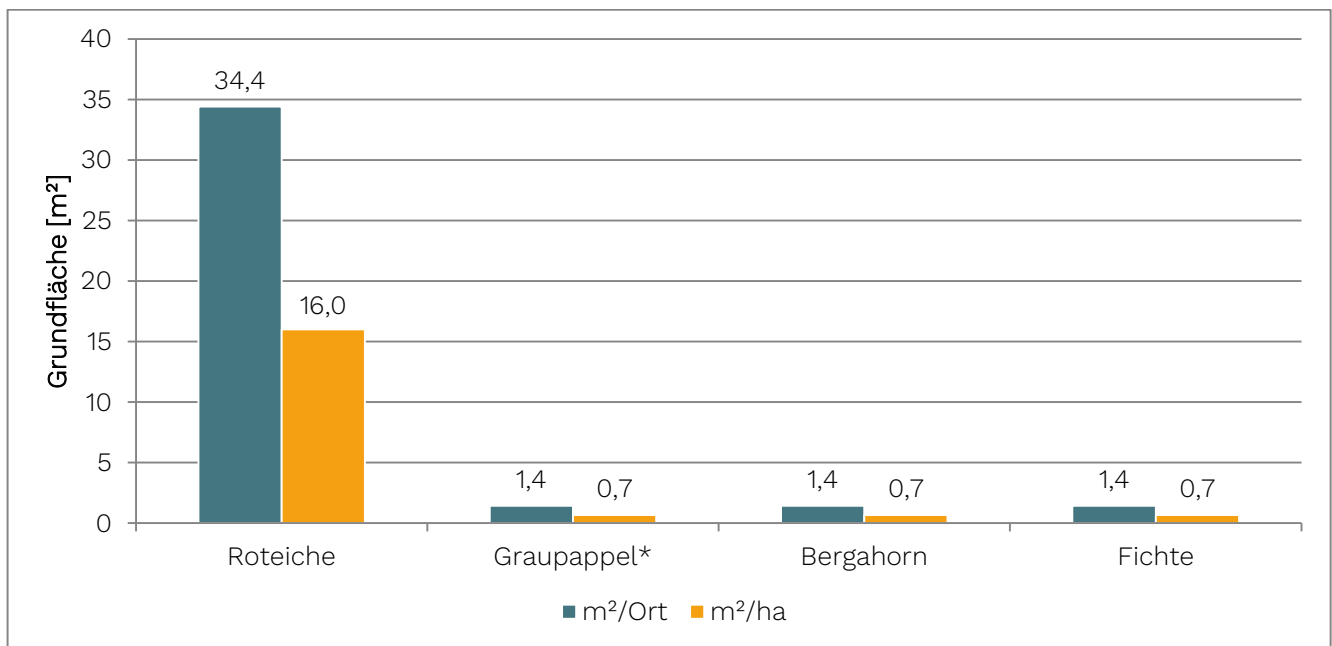


Abbildung 39: Ergebnis der Winkelzählprobe; Grundfläche. \*cf. Artbestimmung unsicher.

## 8.2.2 Verjüngungsaufnahme

In den sechs Probekreisen im Roteichenbestand wurden insgesamt 530 Bäume der Verjüngung in allen sieben Höhenklassen erfasst. Dabei befand sich die größte Pflanzenzahl in der Höhenklassen 1 (73 %). In den anderen

Höhenklassen nehmen die Pflanzenzahlen deutlich ab (siehe Abbildung 41). Die niedrigste Pflanzenzahl mit vier Individuen wurde in der Höhenklasse 0 erfasst. Bei einer erneuten Aufnahme der Vegetation am Ende der Vegetationsperiode



könnte die Pflanzenzahl in dieser Kategorie natürlich höher sein.



Abbildung 40: Roteichenverjüngung der Höhenklasse 1 im Revier Czernin.

Unter den Baumarten ist die Roteiche mit 333 Individuen, das entspricht einem prozentuellen Anteil von 63 %, die häufigste Art. Darauf folgen mit 30 % Traubenkirsche und Bergahorn mit 5 % (siehe Abbildung 42). Es wurden Individuen fünf verschiedener Laubbaumarten vorgefunden.

Im Hinblick auf die Baumartenverteilung in den Höhenklassen zeigt sich, dass die Roteiche vor allem in der Höhenklasse 1 (10-30 cm) sehr stark vertreten ist. Die Traubenkirsche war als einzige Baumart in allen Höhenklassen vorhanden (siehe Abbildung 43).

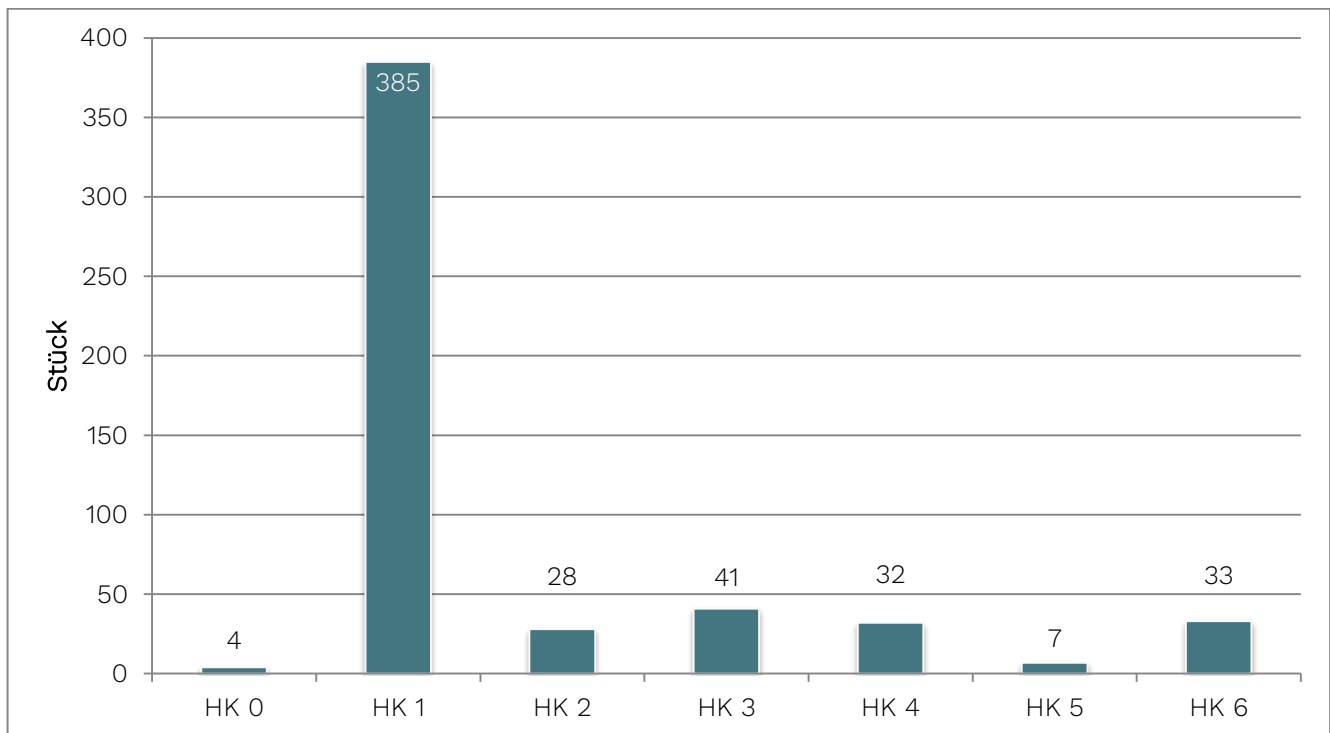


Abbildung 41: Verteilung der Verjüngung nach Höhenklassen

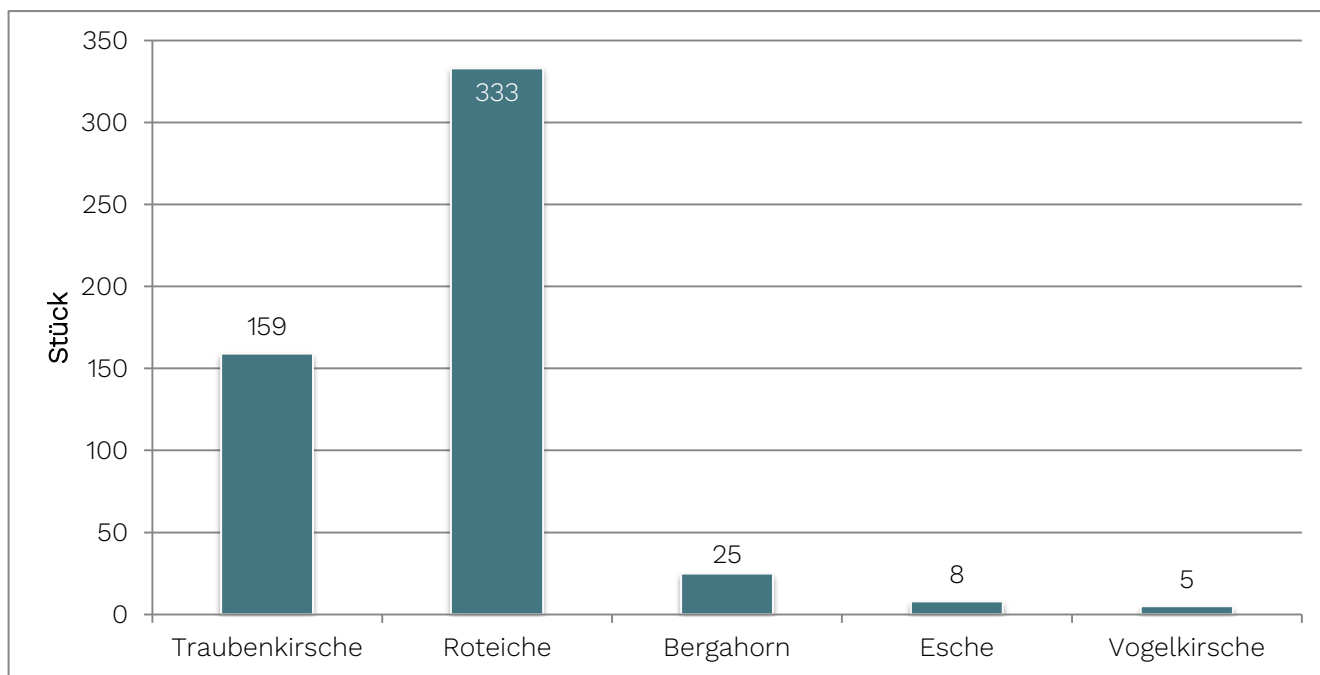


Abbildung 42: Verteilung der Verjüngung nach Baumarten

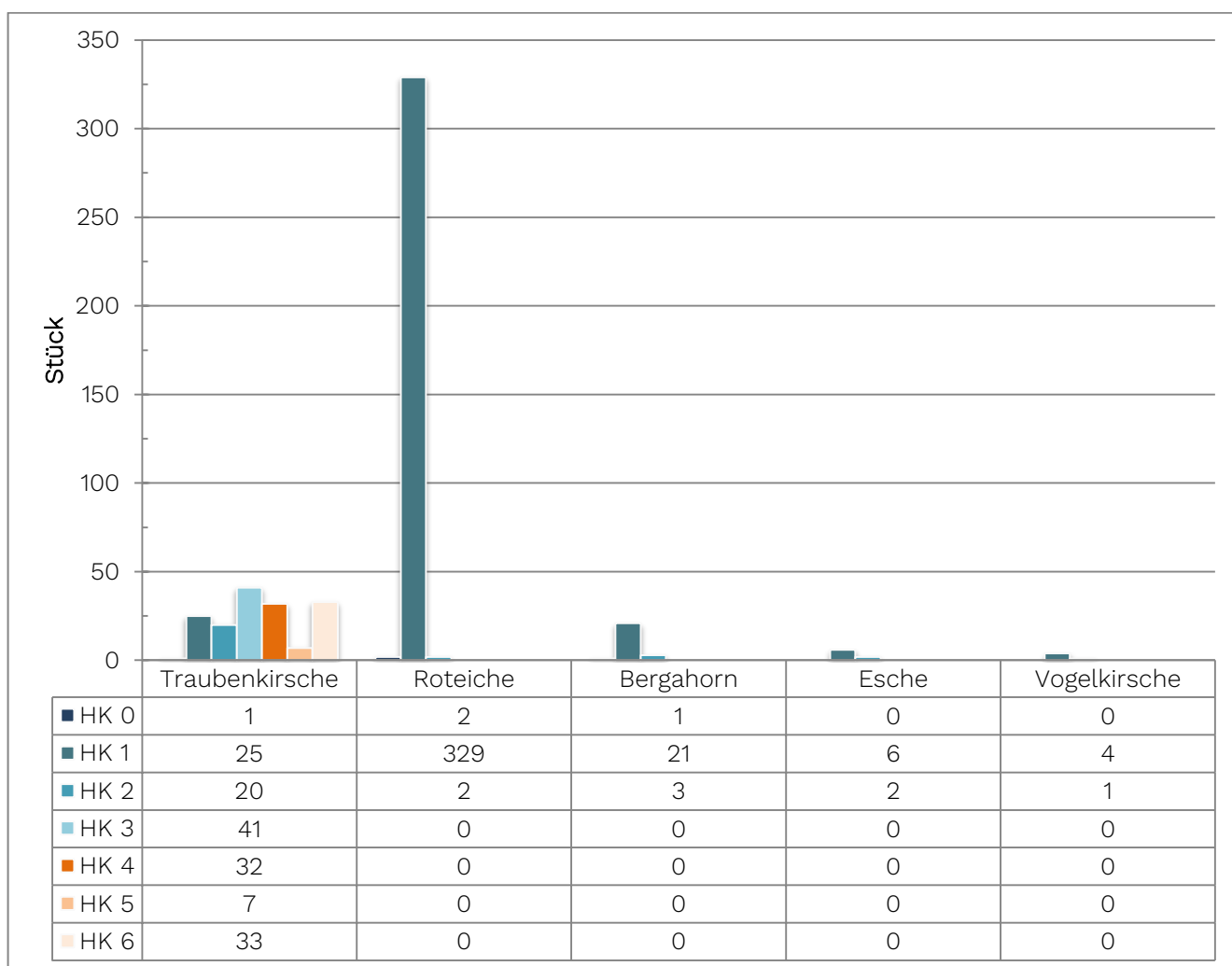


Abbildung 43: Verteilung der Verjüngung nach Höhenklasse und Baumart

### 8.2.2.1 Verbissaufnahme

Es wurden alle am Standort angetroffenen Baumarten verbissen (siehe Abbildung 44). Prozentual am stärksten betroffen davon waren Roteiche (29 %) und Esche (25 %). Die zweithäufigste Art der Verjüngung, die Traubenkirsche (30 % der Gesamtverjüngung), wurde ver-

hältnismäßig sehr selten verbissen (4 %). Dies könnte in der Tatsache begründet sein, dass die verletzte Rinde der Traubenkirsche einen scharfen Geruch verströmt, der sie vor weiterem Wildverbiss bewahrt (NABU 2023).

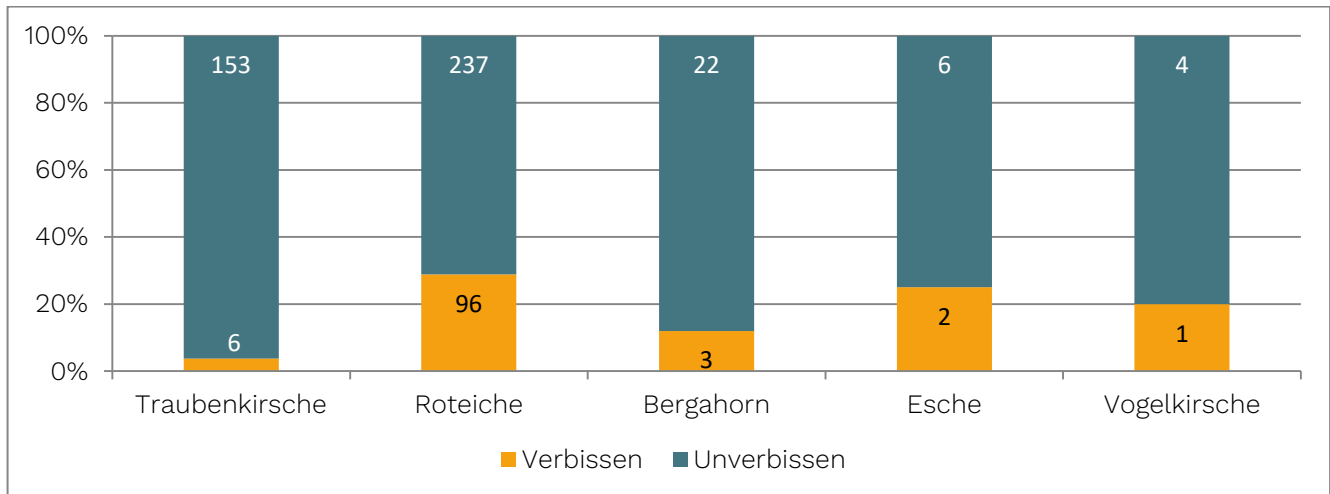


Abbildung 44: Verbiss der Verjüngung. Zahlen im Balken repräsentieren die Stückzahl an verbissenen bzw. unverbissenen Individuen.

### 8.2.3 Bodenprofil

An einem der sechs Probenpunkte wurde im Anschluss an die Erhebung der Verjüngung und des Altbestands ein Bodenprofil erstellt (siehe Abbildung 45). Die Bestimmung des Kalkgehaltes des Bodens ergab das Ergebnis *kalkfrei*. Bei der Begehung des Roteichenbestandes wurde flächig noch das kaum zersetzte Laub des Vorjahres vorgefunden. Die Mächtigkeit der Laubstreu war dabei aber noch relativ gering und es konnten flächig Bodenbewuchs und Naturverjüngung (v.a. Roteiche und Traubenkirsche) wachsen. Eine weitere Beobachtung der Entwicklung der Bodenstreu wird empfohlen, um gegebenenfalls rasch mittels mechanischer Entfernung der Laubstreu

negativen Standortsentwicklungen entgegen wirken zu können.



Abbildung 45: Bodenprofil

Tabelle 11: Ergebnis des Bodenprofils. Die Erklärung der Abkürzungen ist in Tabelle 12 zu finden.

Schicht	Mächtigkeit	Indizes	Bodenfarbe	Skelettanteil	Durchwurzelung
OL	3-1	-	-	-	-
OF	1-0	-	-	-	-
A-Horizont	0-13	A <sub>hb</sub>	Schwarzbraun	0 %	Intensiv
B-Horizont	13-60	B	Mittelbraun	< 10 %	Gut durchwurzelt
BC-Horizont	60+		Mittelbraun	> 30 %	Durchwurzelt

Tabelle 12: Abkürzungserklärung für Bodenprofil

Kürzel	Beschreibung
OL	Wenig zersetzte Organische Auflage; frische, weitgehend unzersetzte organische Auflage, mit mind. 90 % organischem Anteil. Wird auch als L-Horizont bezeichnet.
OF	Fermentierte Organische Auflage; teilweise zersetzte organische Auflage mit ca. 30-90 % organischem Anteil und wenig Huminstoffen.
A-Horizont	Humoser Oberboden; Humusschicht als Hauptwurzels- und Lebensbereich für Bodenorganismen.
B-Horizont	Verwitterter Unterboden; Mineralischer Verwitterungshorizont zwischen A-Horizont und C-Horizont.
C-Horizont	Untergrund/Ausgangsgestein; Material aus dem der Boden entstanden ist oder das den Boden unterlagert (locker oder fest).
A <sub>hb</sub>	biogene Einmischung des Humus in den obersten Mineralboden (z.B. durch Regenwürmer).
B	durch Eisenoxid oder Eisenoxidhydrat gefärbter Verwitterungs- oder Anreicherungs-horizont

## 8.2.4 Natürliche Ausbreitung

Bei der Begehung der umliegenden Bestände wurde gezielt nach Roteichenverjüngung gesucht. Vereinzelt wurden dabei Roteichenpflanzen der Höhenklasse 0 und 1 vorgefunden. Die weiteste Distanz zwischen gefundener Roteichenverjüngung und nächst gelegener Roteiche des Altbestandes lag dabei bei etwa 10 Meter (siehe Abbildung 46). Die Ausbreitungsdistanz der Roteichensamen wird von verschiedenen Autoren unterschiedlich beurteilt und reicht von weniger als 15 m bis hin zu 4000 m

(Riepšas und Straigyte 2008; Vor et al. 2015a; Miltner und Kupka 2016; Binde-wald und Müller-Meißner 2021). Aufgrund der geringen Höhe der Roteichenverjüngung und der damit verbundenen erschwerten Nachsuche, wurde nur ein etwa 20 Meter breiter Streifen rund um den Roteichen-Altbestand begangen. Bei dieser Begehung wurde wie erwähnt keine Pflanze weiter als 10 Meter entfernt gefunden. Daher sollte sich der 20 Meter Streifen bei diesem Altersstadium der Roteiche als ausreichend erwiesen ha-

ben<sup>5</sup>. Es wird empfohlen die Begehung alle paar Jahre zu wiederholen und dabei die Breite des Streifens kontinuierlich zu erhöhen.

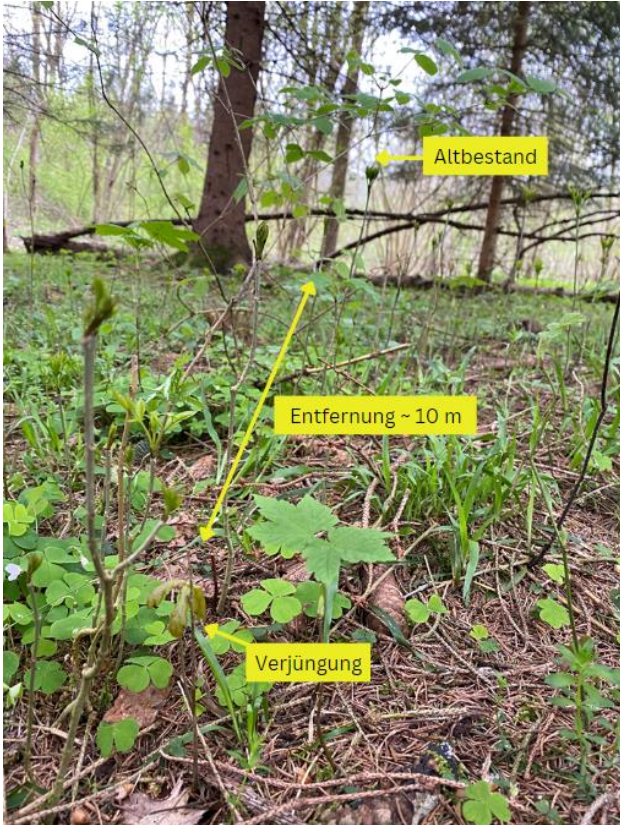


Abbildung 46: Roteichenverjüngung in angrenzendem Fichtenbestand.

### 8.2.5 Zusammenfassung

Die nachfolgende Zusammenfassung bietet einen Überblick über die Ergebnisse im Hinblick auf die Roteiche.

Bei den Winkelzählproben wurden in Summe 24 Roteichen im Altbestand gezählt. Damit hat die Roteiche mit 89 % die klare Mehrheit. Zurückzuführen ist diese Dominanz auf den Verlust der beiden anderen Baumarten der Aufforstung, welche bereits größtenteils ausgefallen sind

(Esche und Bergahorn). An den sechs Probepunkten wurden in Summe 333 Individuen der Roteiche in der Verjüngung gezählt. Damit machte sie 63 % der Gesamtverjüngung aus. Sie erreicht dabei aber nur sehr selten eine Höhe von über 30 cm. Da es sich bei dem Roteichenbestand um eine relativ junge Fläche handelt (Begründung 1999), kam es erst vor kurzer Zeit (~2-3 Jahren) zum ersten größerem Fruktifikationsereignis. Durch diese Gegebenheit ist es auch nicht verwunderlich, dass noch keine höhere Verjüngung der Roteiche vorgefunden werden kann. Bei der Begehung der umliegenden Bestände wurden bereits vereinzelt Roteichenpflanzen aufgefunden. Die weiteste dabei gemessene Entfernung zum Altbestand lag bei etwa 10 Meter. Das Bodenprofil zeigte keine Anzeichen einer Standortsänderung und deckt sich auch weiterhin mit den Beschreibungen der Digitalen Bodenkarte (eBod). Auch die Laubstreu der Roteiche hat derzeit keine negativen Auswirkungen auf den Standort gezeigt.

<sup>5</sup> Eine weitere Ausbreitung von Einzelpflanzen durch die Verbringung der Eicheln durch Tiere (z.B. Vögel oder Eichhörnchen) kann nicht ausgeschlossen werden.

## 9 Standortspezifische Risikobewertung

Der Anbau von nicht-heimischen Baumarten kann Risiken für die biologische Vielfalt, das Funktionieren von Ökosystemen und die Erbringung von Ökosystemleistungen mit sich führen. Mehrere nicht-heimische Arten wurden in mehreren EU-Mitgliedsstaaten bereits als invasiv eingestuft (Bindewald et al. 2021). Während bislang Invasivitätsbewertungen zumeist auf Ebene größerer Bezugsräume durchgeführt wurden, entwickelten Bindewald et al. (2021) einen neuen methodischen Rahmen zur Risikoabschätzung nicht-heimischer Baumarten. Dieser soll es ermöglichen, sowohl die mit nicht-heimischen Arten verbundenen Risiken zu mindern als auch die Vorteile ihrer Ökosystemleistungen zu nutzen. Dieser Rahmen basiert auf einer geschichteten Bewertung der potenziellen Risiken, bei der zwischen verschiedenen Standorten unterschieden wird. Dabei wird die Wirksamkeit verfügbarer Managementstrategien zur Kontrolle negativer Auswirkungen berücksichtigt. Die Methode kann auf Arten angewendet werden, die bereits in einem bestimmten Gebiet vorkommen, oder auf Arten, die sich in Zukunft etablieren könnten. Die Risikobewertung besteht aus acht Schritten und stützt sich teilweise auf bereits vorhandene Kenntnisse. Wenn noch keine ausreichenden standortspezifischen Kenntnisse über eine nicht-heimische Art vorhanden sind, sollten neue Erkenntnisse über mögliche Risiken gewonnen werden, z. B. durch die Erhebung und Analyse von Überwachungsdaten oder die Modellierung der potenziellen Verbreitung. Die

acht Schritte sind in der nachfolgenden Grafik dargestellt (siehe Abbildung 47).

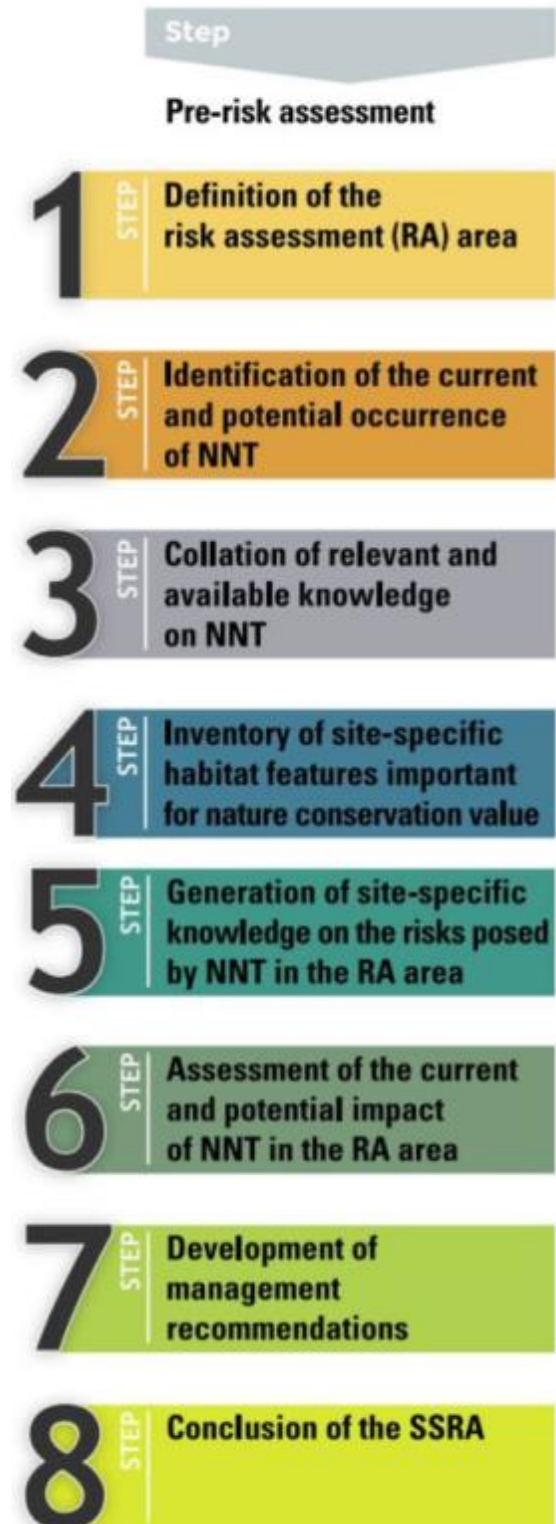


Abbildung 47: Die acht Schritte des SSRA © Bindewald et al (2021)

## 9.1 Standortsspezifische Risikobewertung in der Pilotregion Klagenfurter Becken

Die neue Bewertungsmethode nach Bindewald et al. (2021) wird im Rahmen dieses Projekts für die ausgewählte Pilotregion angewandt, um einerseits eine standortsspezifische Risikobewertung be-

reitzustellen und andererseits die Anwendung dieser Methode für einen eventuellen zukünftigen Bewertungsbedarf praxisorientiert vorzustellen.

## 9.2 Pre Risk-Assessment



### Pre Risk-Assessment

„Any risk assessment can be costly and time-consuming (Helland, 2009). To be conducted efficiently, a pre-assessment, therefore, aims to identify the needs, motivations, goals, and expected benefits of the SSRA. This preliminary step ensures the consistency as well as the transparency (Liem, 2008; Schreider, 2008) of the risk assessment. Therefore, prior to a SSRA, it is necessary to state explicitly why the assessment is necessary and beneficial for a specific area. It should be clarified whether the target is to assess the risks of one or several specific preselected NNT and whether the NNT are present or not yet present in the risk assessment area.“  
Bindewald et al.2021

NNT= non-native tree species ; RA=Risk-assessment area

Das Site-Specific Risk Assessment für die Pilotregion Klagenfurter Becken wird durchgeführt, um die in Kapitel 3 dargestellte Fragestellung zur Risikobewertung nicht-heimischer Baumarten für die Pi-

lotregion umfassend beantworten zu können (siehe Abbildung 48). Außerdem wird die Methode des SSRA hier praxisbezogen vorgestellt und kann so später leichte Anwendung in der Praxis finden.



Abbildung 48: Zentrale Themen der Pilotstudie Klagenfurter Becken

## 9.3 Schritt 1



### STEP 1: Definition of the risk assessment (RA) area

„The SSRA can be performed at different spatial scales, that is, at the local, regional, and landscape level. The selected area may be, for example, a biosphere reserve, a specific region, or even a country, depending on the objective of the SSRA and the time and resources available to conduct the assessment. The assessor should identify the risk assessment area (FAO, 2019b) and possibly display it on a map.“ Bindewald et al 2021

Das Risikobewertungsgebiet umfasst die im Kapitel 3 vorgestellte Pilotregion, welche hier durch die besichtigten Pilotflächen repräsentiert wird (für nähere Informationen siehe Kapitel 4, Pilotflächenbesichtigung).

Durch die Größe der Pilotregion (~2.000 km<sup>2</sup>) und der darin enthaltenen Vielzahl an unterschiedlichen Schutzgebieten und Schutzgütern, gibt es eine Unmenge unterschiedlicher Gesichtspunkte, die bei einer Risikobewertung beleuchtet werden müssen. Da dies für ein solch großes Gebiet kaum möglich ist, da man nie alle lokalen Gegebenheiten ausreichend miteinbeziehen kann, stellen die Ergebnisse dieser hier durchgeführten Risikobewertung eine generelle, erste Bewertung der Baumarten dar. Diese generelle Bewertung einer nicht-heimischen Baumart dient dem Zweck, bereits früh vor der Etablierung einer Art mögliche negative Auswirkungen aufzeigen zu können. Sollte es bei dieser (ersten) Bewertung keine Hinweise auf ein Invasivitätspotential oder andere Risiken geben, sollte in einem nächsten – standortspezifischeren – Bewertungsdurchgang die Baumart auf lokaler

Ebene erneut evaluiert werden, um mögliche Einflüsse auf die örtlichen Gegebenheiten, wie besondere Schutzgüter, besser bewerten zu können.

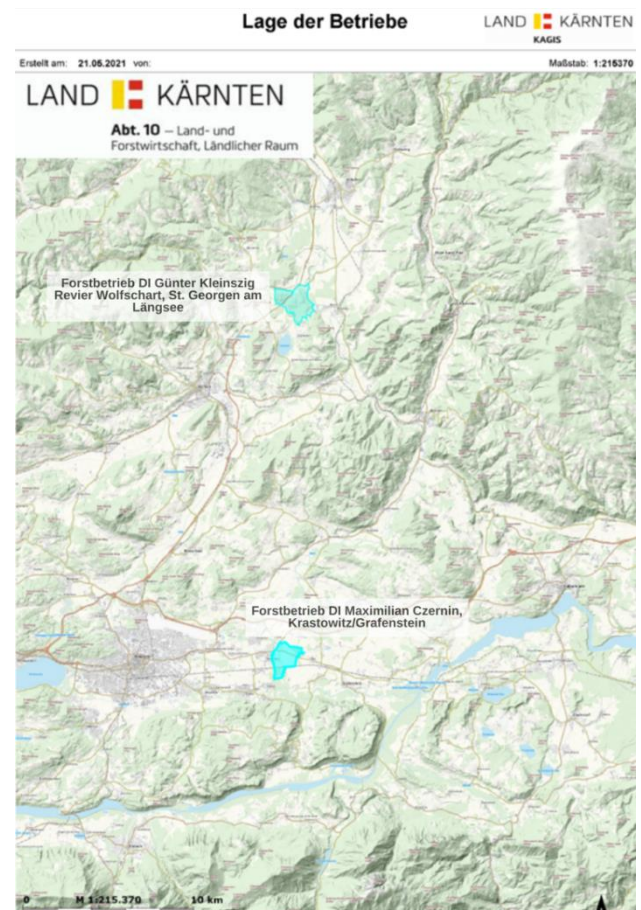


Abbildung 49: Karte der Lage der besichtigten Forstbetriebe in der Pilotregion Klagenfurter Becken ©Land Kärnten



## 9.4 Schritt 2



### Identification of the current and potential NNT in the RA area

„The aim of Step 2 is to assess the presence of all NNT or the presence of a preselected NNT in the risk assessment area. The presence of NNT can be asserted by monitoring data, observations, and personal communication with local experts or stakeholders as well as other sources. NNT not yet reported to occur in the area can also be identified in Step 2 depending on the overall objective of the SSRA.” Bindewald et al 2021

Die vorkommenden nicht-heimischen Baumarten in den einzelnen Pilotflächen wurden bei der Pilotflächenbegehung

und durch die Bewirtschaftenden festgehalten.

Tabelle 13: Zusammenfassung nicht-heimischer Baumarten.

Nicht-heimische Baumarten im Gebiet vorkommend	Nicht-heimische Baumarten mit potentieller Verwendung im Gebiet
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Baumhasel (<i>Corylus colurna</i>)</li> <li>• Douglasie (<i>Pseudotsuga menziesii</i>)</li> <li>• Hybridnuss (<i>Juglans regia</i> x <i>J. nigra</i>)</li> <li>• Küstenkiefer (<i>Pinus contorta</i>)</li> <li>• Libanonzeder (<i>Cedrus libani</i>)</li> <li>• Lindenbl. Birke (<i>Betula maximowicziana</i>)</li> <li>• Roteiche (<i>Quercus rubra</i>)</li> <li>• Schwarznuss (<i>Juglans nigra</i>)</li> <li>• Robinie (<i>Robinia pseudoacacia</i>)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Gelbkiefer (<i>Pinus ponderosa</i>)</li> <li>• Hickory (<i>Carya</i> sp.)</li> <li>• Hybridlärche (<i>Larix eurolepis</i>)</li> <li>• Orient. Platane (<i>Platanus orientalis</i>)</li> <li>• Tulpenbaum (<i>Liriodendron tulpifera</i>)</li> </ul>

## 9.5 Schritt 3



### Collation of relevant and available knowledge on NNT

“Step 3 is conceived as a desk survey aiming at the collation of relevant existing knowledge on the selected NNT and, if it is present in the risk assessment area, its extent and distribution pattern. Available knowledge on the NNT should be collated into the following information categories: ecology, extent and distribution, impact and management of the NNT (Table A1). In addition, all relevant information on the legal status of NNT in the risk assessment area and any applicable legal restrictions should be gathered as well (Brundu et al., 2020). This includes legally binding international, national, or regional regulations and/or legislation concerning NNT, for example, with the aim of preventing the use of (potentially) invasive NNT (see Pötzelsberger, Lapin, et al., 2020 for Europe). For the desk survey, we recommend distinguishing between information that is specific to the NNT (NNT-specific) and can, therefore, be collected from sources not necessarily related to the risk assessment area, on the one hand, and information specific to the assessed area (sitespecific), on the other (Table A1).” Bindewald et al 2021

Die Sammlung relevanten Wissens zu den ausgewählten Baumarten erfolgte anhand der von Bindewald et al (2021) entwickelten Systematik, welche in der untenstehenden Tabelle zusammengefasst ist. Für detailliertere Informationen dazu empfiehlt sich die Lektüre des Originalartikels.

Die Parameter wurden für die Baumarten Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*), Lindenblättrige Birke (*Betula maximo-wicziana*), Roteiche (*Quercus rubra*), Gelbkiefer (*Pinus ponderosa*), Hickory

(*Carya sp.*), Hybridlärche (*Larix euro-lepis*), Orient. Platane (*Platanus orientalis*), Robinie (*Robinia pseudoacacia*) und Tulpenbaum (*Liriodendron tulpifera*) erhoben. Die Ergebnisse dieser Recherche wurden zusammengefasst und sind im Anhang des Berichts zu finden. Es wurde aus mehreren zusammenfassenden Werken zitiert, diese sind durch „Q Nummer“ am Ende jedes Absatzes gekennzeichnet. Die Originalzitate wurden zur besseren Nachvollziehbarkeit im Text belassen.

Kategorie	Informationslevel	Kriterien
Ökologie	Baumartenspezifisch	Konkurrenzfähigkeit, invasives Verhalten andernorts, Regenerationspotential: Möglichkeit zur Anlage von Samenbanken, zur vegetativen Vermehrung, Art und Vorgang der Vermehrung, Samenausbreitungsdistanz, Ausbreitungsmechanismen, Taxonomie, Baumwachstum und natürliche Verjüngung: Boden, Klima, Licht
Ausmaß und Verbreitung	Baumartenspezifisch	Verbreitungsgebiet (heimisch und eingebracht)
	Ortsspezifisch	Aktuelle und potentielle Verbreitung im zu bewertenden Gebiet, Ausmaß des aktuellen Anbaus bzw. Bewirtschaftung, Anstieg von „naturalized populations“, zeitliche und räumliche Entwicklung, das Jahr der ersten Aufzeichnung einer sich selbständigen Verbreitung außerhalb des Kulturbereiches, Evaluie-

		<p>rung existierender Datenbanken mit Monitoringdaten, Wahrscheinlichkeit der Ausbreitung der Baumart über verschiedene Standorte im Bewertungsgebiet, Auftreten von nicht-heimischen Baumarten in unterschiedlichen Forst- und Landschaftstypen, Ausbreitungspfade: Entfernung aus Kulturbereichen, Häufigkeit, Wege der gewollten und ungewollten Ausbreitung</p>
Einfluss	Baumartenspezifisch	<p>Einfluss auf Biodiversität und Ökosystemmuster und Prozesse, Hybridisierung, Ersatz heimischer Arten, Potential zur Einführung und Erhaltung permanenter Populationen, Wahrscheinlichkeit eines ansteigenden Risikos für den Ausbruch von Krankheiten und Schaderregern, positiver Einfluss auf die Biodiversität, Positiver Einfluss auf Ökosystemleistungen, wirtschaftliche Kosten, negativer Einfluss auf die menschliche Gesundheit und ihr Wohlbefinden</p>
	Ortsspezifisch	<p>Veränderung des Nährstoffkreislaufes, negativer Einfluss auf regulierende, kulturelle und bereitstellende Ökosystemleistungen, Wahrscheinlichkeit für eine Verschlechterung des Erhaltungszustands, Veränderung sensibler Ökosysteme</p>
Management	Baumartenspezifisch	<p>Strategien zur Kontrolle und Eindämmung: Verhinderung der gewollten/ungewollten Einbringung, rasche Entfernung neuer Einbringung, Entfernung ungewollter Verjüngung, Kontrolle der Samenbank; Monitoring: Maßnahmen zur Früherkennung, Forstwirtschaftliche Maßnahmen zur Verringerung der Ausbreitungsgeschwindigkeit</p>
	Ortsspezifisch	<p>Durchführbarkeit und Akzeptanz von Managementmaßnahmen, Rechtlicher Status, Monitoring, Managementziele und Empfehlungen</p>

	Baumart	Seite
Gelbkiefer	<i>Pinus ponderosa</i>	82. S
Douglasie	<i>Pseudotsuga menziesii</i>	98. S
Roteiche	<i>Quercus robur</i>	110. S
Robinie	<i>Robinia pseudoacacia</i>	118. S
Lindenblättrige Birke	<i>Betula maximowicziana</i>	125. S
Orientalische Platane	<i>Platanus orientalis</i>	130. S
Schuppenrinden Hickory	<i>Carya ovata</i>	134. S
Tulpenbaum	<i>Liriodendron tulpifera</i>	141. S
Hybridlärche	<i>Larix eurolepis</i>	148. S

## 9.6 Schritt 4



### Inventory of the site-specific habitat features of high conservation value

“Step 4 is conceived as a desk survey aiming to define the area under threat of NNT invasion within the risk assessment area (ISPM no. 5 FAO, 2019b). Areas with specific unique features of high conservation value in which NNT are already present or which are located within dispersal distance of NNT stands are particularly relevant. However, even sites that do not appear to be at risk may be relevant, as uncertainties owing to a lack of studies and monitoring data may remain (Latombe et al., 2019). We recommend to gather this information with special consideration for endangered habitats (Janssen et al., 2016), the status of biodiversity and ecosystem services, threats, and management objectives (Table A2).“ Bindowald et al 2021

Durch die Größe der Pilotregion – knapp 2.000 km<sup>2</sup> – fallen 42 Europaschutzgebiete und 25 Naturschutzgebiete in dieses Gebiet. Bei der nachfolgenden Risikobewertung wird ein Augenmerk auf die allgemeinen Bedingungen und Bestimmungen der Pilotregion gelegt. Findet eine nicht-heimische Baumart forstliche Anwendung innerhalb der Pilotregion, sollte vorab die lokale Schutzgebietssi-

tuation innerhalb des Wirkungsbereiches der Baumart (Samenausbreitungsdistanz) evaluiert werden. Durch die erneute Evaluierung der lokalen Schutzgebietskulisse (z.B. 2 km Umkreis um geplanten Roteichen- bzw. Douglasien-Bestand) können die standortspezifischen Gegebenheiten besser beleuchtet und in die Bewertung integriert werden.

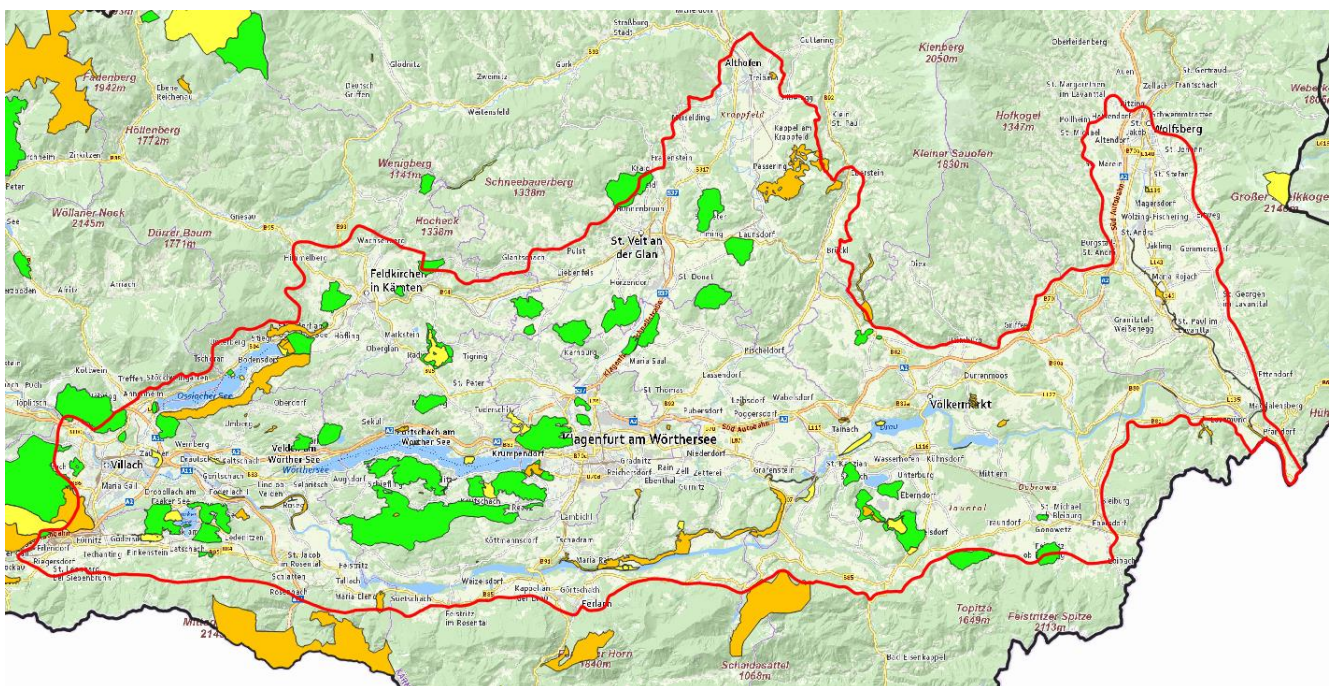


Abbildung 50: Schutzgebietskulisse in der Pilotregion, rot = Grenze Pilotregion, orange = Europaschutzgebiete, gelb = Naturschutzgebiete, grün = Landschaftsschutzgebiete @Schutzgebiete UBA, Karte Basemap.at

## 9.7 Schritt 5



### Generation of site specific knowledge on the risks posed by NNT on the RA

*“If adequate site-specific knowledge on NNT does not yet exist for the risk assessment area, the aim of step 5 is to obtain new evidence on the risks of NNT, with a particular focus on habitat features for nature conservation value. If several NNT have been selected for the SSRA, Steps 5–7 should be completed for each individual tree species. Based on a list of parameters already identified and collected in various ecological studies (Table A3), we propose three promising methods to generate new knowledge:*

*Inventories [...], Field surveys [...], Modeling [...]” Bindewald et al 2021*

Im Rahmen dieser Pilotstudie fand eine Pilotflächenbesichtigung in der Pilotregion Klagenfurter Becken statt. Auf einer der Pilotflächen wurden außerdem Feld-

daten erhoben. Zusätzlich finden die Ausführungen der Bewirtschafter der Flächen Einzug in die Risikobewertung.

## 9.8 Schritt 6



### Assessment of the current and potential impacts of NNT

*„The aim of Step 6 is to assess the site-specific risks of NNT in the risk assessment area, that is, the likelihood and magnitude of negative impacts on the site and/or any protected assets (to be clearly and explicitly identified). If the knowledge regarding a certain NNT remains data deficient after Steps 3–5, its impacts cannot be evaluated. Still, monitoring may be recommended under Step 7.“ Bindewald et al 2021*

In Schritt 6 wird das Risiko der an den einzelnen Standorten vorkommenden nicht-heimischen Baumarten entsprechend dem Schema in Abbildung 51 bewertet. Bei der Risikobewertung wird die nicht-heimische Baumart immer auf Standortebene bewertet. In diesem Falle ist die Ebene der Bewertung die gesamte

Pilotregion Klagenfurter Becken. Es gilt zu beachten, dass es sich bei der Bewertung der Baumarten um eine Risikoeinschätzung der potentiellen Einflüsse auf das Ökosystem handelt und nicht um eine waldbauliche Bewertung der Art am Standort.

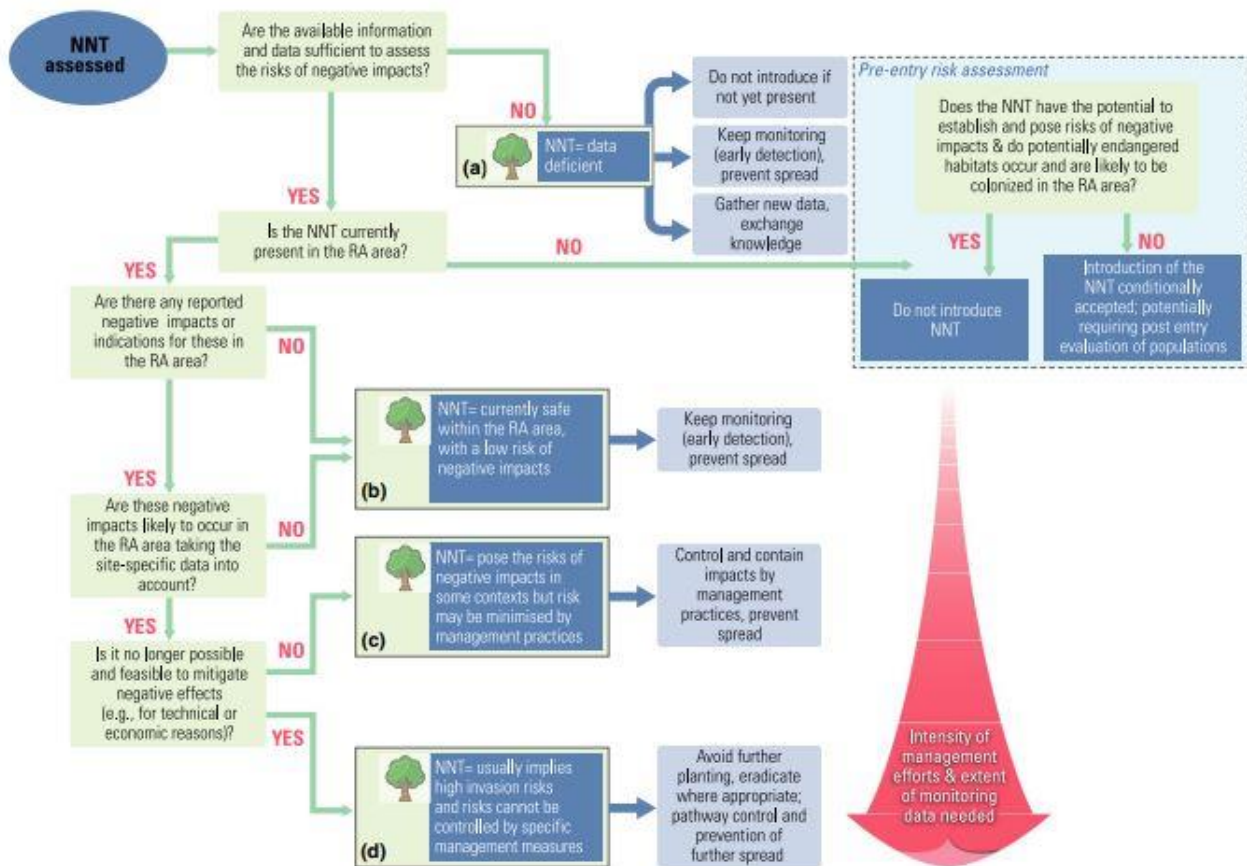


Abbildung 51: Bewertungsschema des Site specific risk assessments (Bindewald et al 2021)

## Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*)

Aufgrund der zahlreichen vorliegenden Publikationen im Hinblick auf die Verjüngung und Verbreitung der Douglasie sowie der daraus resultierenden potentiellen Risiken in Mitteleuropa wird die Datenlage als ausreichend für eine Bewertung eingestuft. Die Baumart kommt bereits im Gebiet vor und seitens der lokalen Forstbehörde oder anderweitigen Institutionen wurde aktuell kein negativer Einfluss der Douglasie im Projektgebiet gemeldet. Die nordamerikanische Nadelbaumart wird seit vielen Jahrzehnten in weiten Teilen Europas angebaut und dem entsprechend gibt es eine ganze Bandbreite an Untersuchun-

gen und Erfahrungen zu dieser Baumart (Spiecker et al. 2019; z.B. Frei et al. 2021; Wohlgemuth et al. 2021). Für das Klagenfurter Becken kann die Douglasie im Allgemeinen als derzeit sicher bewertet werden. Es muss jedoch ein fortlaufendes Monitoring – insbesondere auch in naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen in und um die Pilotregion – geben, um gegebenenfalls rasch (Gegen-)Maßnahmen ergreifen zu können. Dieses Monitoring kann beispielsweise in Form von Begehungen dieser Flächen im Abstand von 3 Jahren erfolgen. Als vulnerable Standorte gelten in der Literatur trockene, nährstoffarme, basenarme Standorte bzw. Felsstandorte auf saurem Gestein, trockene und bodensaure Hainsimsen-Traubeneichenwälder sowie

Drahtschmielen-Bergahorn-Blockwälder (vgl. Bauhus 2017; Bindewald und Michiels 2017). Bei einer neuen Begründung eines Bestandes muss immer darauf geachtet werden, dass ein ausreichender Abstand zu den genannten vulnerablen Standorten vorliegt. Da die Samenausbreitungsdistanz der Douglasie meist bei weniger als 100 m (Einzelfälle bis 2 km) liegt, sollte der Abstandspuffer mindestens 150 m betragen – dem naturschutzfachlichen Vorsorgeprinzip zu Folge wäre ein noch ausgeprägter Pufferstreifen wünschenswert (Nehring et al. 2013; Bindewald et al. 2018). Bei bereits etablierten Beständen müssen vulnerable Standorte – sofern sie sich in Samenausbreitungsdistanz befinden – regelmäßig begangen werden, um unerwünschte Douglasienverjüngung zeitnah entfernen zu können. Douglasienverjüngung gilt aus forstlicher Sicht als leicht steuerbar, wenn es um ihre Entfernung geht. Durch händisches Ausreisen oder durch maschinellen Einsatz (z.B. Mulcher) kann die unerwünschte Verjüngung schnell entfernt werden.

## Robinie

### (*Robinia pseudoacacia*)

Aufgrund der mittlerweile weiten Verbreitung der Robinie in Mitteleuropa und ihrer Verjüngungsfreudigkeit wurden bereits zahlreiche wissenschaftliche Abhandlungen und Berichte über Autökologie und Invasivität verfasst, sodass ausreichend Daten bzw. Informationen für eine Bewertung vorliegen. Aus der Literatur sind zahlreiche Fälle bekannt, in denen sich die Robinie durch ihre gute Verjüngungsfähigkeit auf unerwünschte Weise ausgebreitet hat (Campagnaro et

al. 2018; Nicolescu et al. 2020). Durch ihre Fähigkeit Stickstoff zu binden, verändert die Art auch ihren Standort. Dieser Umstand deutet auf ein großes Potential für negative Auswirkungen hin. Insbesondere extensiv bewirtschaftetes Grünland und natürliche (Halb-)Trockenrasen auf Magerstandorten sind durch die Robinie gefährdet (BfN 2023). Eine Untersuchung über den Einfluss der Robinie auf Au-Standorte ergab, dass sie auch dort maßgeblich die Standortbedingungen verändern kann (Staska et al. 2014). Es wurde zudem festgestellt, dass mit steigender Robiniendichte auch die Abundanz stickstoffliebender Arten steigt, was zu einer Änderung der Artenzusammensetzung führt. Aufgrund ihrer hohen Vitalität, des schnellen Wachstums, der außergewöhnlichen Keimfähigkeit, ihrer reichen Samenproduktion und der Stickstofffixierung kann sie zu irreversiblen Veränderungen der Ökosysteme führen. Ihre Beseitigung ist zudem sehr schwierig, kostspielig und zeitaufwändig. Die Robinie wurde bei der Pilotflächenbesichtigung nicht vorgefunden, dennoch besteht Grund zur Annahme, dass sie bereits in der Pilotregion vorkommt. Von der (weiteren) Einbringung der Robinie muss aus oben genannten Gründen sowohl aus forstlicher als auch naturschutzfachlicher Sicht strikt abgeraten werden. Sollte es bereits etablierten Robinienbestände geben, sollten diese durch ein intensives und gezieltes Management kontrolliert und genutzt werden, um (weitere) negative Folgen möglichst gering zu halten (siehe Marinšek et al. 2022b). Um einen möglichen Verlust heimischer Baumarten aus forstlicher Sicht kompensieren zu können, sollte an diesem Standort

auf heimische Alternativen oder andere nicht-heimische Baumarten zurückgegriffen werden (z.B. Schuppenrinden Hickory oder Tulpenbaum).

## Roteiche (*Quercus rubra*)

Die Informationslage zur Roteiche ist ausreichend, um eine Bewertung vornehmen zu können. Bei der Roteiche handelt es sich um eine Art die zu Konflikten mit Biotopschutzziele führen kann (Dreßel und Jäger 2002; Vor et al. 2015a). Diese nicht-heimische Eichenart kommt bereits in der Pilotregion vor, seitens der Bewirtschafter wurden bisher jedoch keine negativen Auswirkungen beschrieben. Auch bei den Feldaufnahmen im April 2023 konnten keine Standortsveränderungen bedingt durch den Roteichenbestand im Forstbetriebs Czernin festgestellt werden (siehe Kapitel 4.1.1 bzw. 8). Die Dominanz der Roteiche im dortigen Altbestand ist auf den Ausfall der Esche (Eschentriebsterben) und des Bergahorns (vermutlich standortsbedingt) zurückzuführen. In der Verjüngung sind neben Roteiche (60 %) auch Traubenkirsche (30 %), Bergahorn (5 %) und zwei weitere heimische Baumarten zu finden.

Laut Untersuchungen aus Polen und Litauen sind besonders Kiefern- oder Kiefern-Stieleichenwälder durch die Verdrängungswirkung der Roteiche negativ betroffen (Riepšas und Straigyte 2008; Marozas et al. 2009; Straigyte et al. 2012). Auch Rotbuchenbestände können nach Marozas et al (2014) negativ durch Roteichen beeinflusst werden. Da es sich bei der Rotbuche in Litauen aber nicht um eine einheimische Art handelt,

sind diese Ergebnisse nur bedingt auf Österreich übertragbar. In Deutschland schattet die Art auf xerothermen Standorten die heimische Trauben-Eiche (*Q. petraea*) aus und unterdrückt auf Felsstandorten die Bodenvegetation infolge der schwer abbaubaren Laubstreu (Dreßel und Jäger 2002; Hetzel 2006). Die Ausbreitungsdistanz der Roteichen-Samen wird von verschiedenen Autoren unterschiedlich eingeschätzt und reicht von weniger als 15 m bis hin zu 4000 m (Riepšas und Straigyte 2008; Vor et al. 2015a; Miltner und Kupka 2016; Bindewald und Müller-Meißner 2021). Um anfällige Waldstandorte (z. B. offene, trockene und saure Standorte) zu schützen, wird deshalb eine Pufferzone von mindestens 2 km rund um jene Waldstandorte empfohlen (Marinšek et al. 2022b). Dem naturschutzfachlichen Vorsorgeprinzip folgend sollte die Pufferzone breiter sein. Da die nicht-heimische Eichenart bereits im Gebiet eingebracht wurde, sollten zudem etwaige Einflüsse auf die Bodenbildung und die Vegetationsstruktur durch schwer abbaubares Roteichenlaub, wie von Dreßel & Jäger (2002) beschrieben, engmaschig kontrolliert werden und gegebenenfalls frühzeitig Maßnahmen ergriffen werden (Marinšek und Lapin 2020). Sollten negative Folgen für den jeweiligen Standort, die Schutzgebiet oder die Schutzgüter durch die Roteichen entstehen, müssen rasch Maßnahmen zur Bekämpfung ergriffen werden (siehe Marinšek und Lapin 2020). Zudem sollten, solange sich die Roteiche natürlich im Gebiet verjüngt, die Begehungen der Bestände als auch der umliegenden Flächen in regelmäßigen Intervallen durchgeführt werden (bei-



spielsweise alle drei Jahre). So kann das Verhindern einer unerwünschten Ausbreitung auch zu einem späteren Zeitpunkt gewährleistet werden. Unter den gegebenen Umständen, dass die Art bereits in der Pilotregion wächst und dass bis dato keine negativen Auswirkungen auf die unterschiedlichen Lebensräume bekannt sind, kann die Art als derzeit sicher bewertet werden. Ein fortlaufendes Monitoring der etablierten Bestände und der umliegenden Bereiche muss jedoch stattfinden. Vor der weiteren Einbringung neuer Roteichenpflanzen in der Pilotregion sollte die zukünftige Klimaeignung der Art berücksichtigt werden. Laut Prognosen wird sich das Klima der Pilotregion nachteilig für die Roteiche entwickeln (siehe Kapitel 7.7, Roteiche). Die heimische Stiel- bzw. Traubeneiche werden hingegen in Zukunft gute klimatische Anbaubedingungen in der Pilotregion vorfinden und sollten der Roteiche daher hier vorgezogen werden (siehe Kapitel 6.6, Eiche). Grundsätzlich ist stets die Verwendung heimischer Baumarten zu bevorzugen. Sollten dennoch nicht-heimische Arten forstliche Verwendung finden, gibt es immer eine Reihe an Managementmaßnahmen zu bedenken. Beispielsweise sollte der Anbau der Roteiche immer nur in ausgewogener Mischung mit heimischen Arten erfolgen. Zudem muss der nachhaltige Anbau von Roteichen durch gezielte forstliche Maßnahmen (z. B. Durchforstungen) kontrolliert und langfristig gemanagt werden (siehe Marinšek et al. 2022b).

## Gelbkiefer

### (*Pinus ponderosa*)

Die konkurrenzschwache und feuertolerante Gelbkiefer stammt aus Nordamerika. Derzeit kommt die Gelbkiefer laut Pilotflächenbegehung im Gebiet nicht vor. Wissenschaftliche Forschungen legen nahe, dass der Klimawandel das Invasivitätspotential der Gelbkiefer fördern könnte (z.B. Iglesias et al. 2022). Bei der Pilotregion handelt es sich um ein großes Areal mit diversen Europaschutzgebieten und Naturschutzgebieten, daher sollte von einer flächigen Einbringung der nicht-heimischen Kiefernart abgesehen werden. Die mögliche Einbringung, beispielsweise in Form einer Versuchsfäche außerhalb und nicht angrenzend an ein Schutzgebiet in der Pilotregion könnte in Betracht gezogen werden. Vorab sollte für den betreffenden Standort jedoch eine exakte standortspezifische Risikobewertung durchgeführt werden. In der Literatur sind Hybriden zwischen der Gelbkiefer und anderen nordamerikanischen *Pinus*-Arten bekannt (Burns und Honkala 1990a). Die Literatur liefert aber keine Anhaltspunkte über das Hybridisierungspotential der Gelbkiefer mit den heimischen *Pinus*-Arten. Vor einer möglichen Einbringung der Gelbkiefer sollte im jeweiligen Bestand eine Begehung durchgeführt werden und gegebenenfalls eine ausreichend breite Pufferzone zwischen heimischen *Pinus*-Arten und der Gelbkiefer eingerichtet werden. Dieser Puffer kann auch wenige Dutzend Meter breit sein, da laut Literatur keine Samenausbreitung der Gelbkiefer über größere Entfernungen stattfindet (Burns

und Honkala 1990a). Prinzipiell sollte sie nie in Reinbeständen gepflanzt werden, da Reinbestände (Plantagenforstwirtschaft) zu einem enormen Rückgang des Artenreichtums des Standortes führen kann (Braun u. a. 2017). Für den potentiellen Einbringungsort der Gelbkiefer muss eine gute Erschließung des Bestandes gewährleistet sein, damit ein regelmäßiges Monitoring und ein gezieltes Management gewährleistet werden können. Dieses Monitoring kann beispielsweise in Form von Begehungen der Flächen im Abstand von drei Jahren erfolgen. Sollten negative Auswirkungen durch die nicht-heimische Kiefernart festgestellt werden, müssen rasch gezielte Gegenmaßnahmen gesetzt werden.

### Schuppenrinden-Hickory (*Carya ovata*)

Die aus dem Osten der USA stammende nicht-heimische Nussart wird, soweit bekannt, derzeit nicht in der Pilotregion forstlich angebaut. Bereits im 19. Jahrhundert wurden erste Versuchsflächen mit *Carya*-Beständen in der Nähe von Eichen-Hainbuchenwäldern (*Quercus-Carpinus*) in Mitteleuropa angelegt (Schwappach 1901). In vielen dieser Bestände konnte sich die nicht-heimische Art etablieren (Białobok und Chylarecki 1965). Das lässt darauf schließen, dass *Carya* mit gleichen klimatischen Gegebenheiten zurechtkommt wie die heimischen Eichen-Hainbuchenwälder. Die Wachstumsrate des Schuppenrinden-Hickory ist von allen *Carya*-Arten die höchste, dennoch scheint sie meist geringer zu sein als jene der Eiche und anderer vergesellschafteter Arten in

Waldbeständen der höheren Lagen (Burns und Honkala 1990b). Meist verliert der Schuppenrinden-Hickory nach 10-20 Jahren seine (vor-)herrschende Kronenposition an die schneller wachsenden Eichen (Roloff et al. 2010). Seine Sämlinge und Schösslinge können jedoch bei dichter Beschirmung viele Jahre überdauern und reagieren bei großflächiger Lichtstellung schnell durch erhöhten Zuwachs (Stimm et al. 2014). Eine Studie aus Polen konnte weder Auswirkungen auf die autochthone Artenzusammensetzung der Unterholzvegetation noch auf die Lichtverfügbarkeit durch *Carya ovata* feststellen (Paź et al. 2018). Sie kamen zu dem Fazit, dass die Art nicht als invasiv eingestuft werden kann. Auch andere Beispiele der Literatur bestätigen dieses Ergebnis und kommen zu dem Schluss, dass diese Nussart nur sehr selten eine (Co-) Dominanz in einem Bestand erreicht (Roloff et al. 2010). Zudem wurden keine Lebensräume in der Literatur gefunden, für welche der Schuppenrinden-Hickory ein potentielles Risiko darstellen könnte. Die Einbringung des Schuppenrinden-Hickory wird daher als derzeit sicher für die Pilotregion eingestuft. Es wird aber strikt davon abgeraten, die Baumart in Reinbeständen zu pflanzen. Eine verantwortungsvolle Einbringung einer nicht-heimischen Art muss immer in ausgewogener Mischung mit heimischen Arten erfolgen. Eine gute Erschließung eines Bestandes ist zudem Voraussetzung, damit ein regelmäßiges Monitoring und gezieltes Management gewährleistet werden kann. Dieses Monitoring kann beispielsweise in Form von Begehungen der Flächen im Abstand von drei Jahren erfolgen. Sollten negative Auswirkungen

durch die nicht-heimische Nussart festgestellt werden, müssen rasch gezielte Gegenmaßnahmen gesetzt werden.

## Hybridlärche (*Larix eurolepis*)

Die Baumart kommt derzeit nicht in der Pilotregion vor. Das Wissen über die Wuchsleistung der Hybridlärche stellt sich als deutlich gefestigter dar, als das Wissen über ihre ökologischen Auswirkungen. Über das Invasivitätspotential der Hybridlärche oder ein artangepasstes Management ergab die Literaturrecherche keine Hinweise. Es ist bekannt, dass die künstliche Hybride aus europäischer Lärche (*L. decidua*) und Japanlärche (*L. kaempferi*) morphologisch nicht von ihren Eltern zu unterscheiden ist (Larsson-Stern 2012). Dieser Umstand würde es in Zukunft erschweren, bei (möglichen) negativen Auswirkungen auf das Ökosystem die nicht-heimische Lärchenart rasch und gezielt zu bekämpfen, ohne die heimische Lärche dabei zu gefährden (z.B. ist es unklar, ob es sich bei Naturverjüngung um *L. eurolepis* oder *L. decidua* handelt). Der Anbau der Hybridlärche sollte daher nur außerhalb der natürlichen Verbreitungsgebiete der heimischen Lärche und an schlechten bis mittleren Standorten erfolgen (Geburek und Schüler 2011). Das Wuchsgebiet 6.2 – Klagenfurter Becken – welches auch die Pilotregion in Kärnten darstellt, zählt zu jenen Wuchsgebieten, in denen der Anbau der Hybridlärche demnach möglich sein könnte (neben den Wuchsgebieten 8.1, 8.2, 9.1, 9.2, sowie der kollinen und submontanen Stufe der Wuchsgebiete 7.1 und 7.2.). Wenn in Erwägung gezogen

wird, die Hybridlärche in der Pilotregion einzubringen, sollte dies primär auf gut kontrollierten Versuchsflächen abseits von Schutzgütern erfolgen, da die Wissenslage über ihre ökologischen Auswirkungen noch nicht als ausreichend angesehen werden kann, um einen flächigen Anbau dieser Art empfehlen zu können. Für solche Versuchsflächen muss ein regelmäßiges Monitoring und eine dafür notwendige gute Erschließung gewährleistet sein. Dieses Monitoring kann beispielsweise in Form von Begehungen der Flächen im Abstand von drei Jahren erfolgen. Sollten negative Auswirkungen durch die nicht-heimische Lärchenart festgestellt werden, müssen rasch gezielte Gegenmaßnahmen gesetzt werden. Vor der Begründung einer neuen Versuchsfläche sollte für den Bestand eine erneute standortsspezifische Risikobewertung durchgeführt werden, um lokale Gegebenheiten besser bewerten zu können (z.B. angrenzende Schutzgebiete, Lebensräume, Siedlungsgebiete etc.).

## Lindenblättrige Birke (*Betula maximowicziana*)

Die japanische Birkenart kommt bereits in der Pilotregion vor, Seitens der lokalen Forstbehörde oder anderweitigen Institutionen wurde aktuell kein negativer Einfluss durch sie im Projektgebiet gemeldet. Die Lindenblättrige Birke ist deutlich raschwüchsiger und langlebiger als die heimische Sandbirke (*P. pendula*) und Moorbirke (*P. pubescens*) (Leder und Tennhoff 2015). Dennoch findet sie außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebiets nur wenig forstliche Anwendung (Stephan und Liesebach

2014). In einer Arbeit von 1939 wird diese nicht-heimische Birke als eine Baumart eingestuft, der es „*niemals gelingen wird den Wald zu prägen*“ (Schenck 1939). In der Literatur konnten keine Anhaltspunkte für ein mögliches Invasivitätspotential gefunden werden. Auf Versuchsflächen in Deutschland wurde zudem bis dato (Stand 2014) keine Naturverjüngung der nicht-heimischen Birke vorgefunden (Stephan und Liesebach 2014). Die dortige starke Vergrasung der Bestände wird als Hemmnis für ihre Naturverjüngung angenommen, da die Lindenblättrige Birke Bodenverwundung zum Ansamen benötigt (Osumi und Sakurai 1997). Die Blattstreu der Baumart ist im Gegensatz zu jener anderer Arten (z.B. Roteiche) gut zersetzbar und bildet beste Humusformen aus (Stephan und Liesebach 2014). Bekannt ist, dass die Lindenblättrige Birke mit anderen Birkenarten hybridisieren kann. Allerdings sind die Hybride dieser nicht-heimischen Birke und der heimischen Sand- oder Moorbirke kaum fertil, was wohl auf die Zugehörigkeit zu unterschiedlichen Sektionen zurückzuführen ist (Johnsson 1945; Klaehn 1952). Über diese Informationen hinaus gibt es nur wenig Wissen über das Verhalten der Baumart in Mitteleuropa. Der bereits bestehende Bestand im Forstrevier Kleinszig sollte daher weiterhin beobachtet und regelmäßig begangen werden. Die Erfahrungen aus diesem Bestand könnten wichtige Erkenntnisse über die Baumart für die Pilotregion, als auch für Österreich, liefern. Von einer flächigen forstlichen Nutzung dieser Birkenart sollte aber derzeit abgesehen werden. Sollte es in Erwägung gezogen werden weitere Bestände der Linden-

blättrigen Birke in die Pilotregion zu etablieren, sollte dies auch weiterhin in Form von Versuchsflächen erfolgen. Die Lindenblättrige Birke sollte aber auch dabei nie in Reinbeständen angepflanzt werden, da einerseits eine Einbringung einer nicht-heimischen Art immer nur in ausgewogener Mischung mit heimischen Arten erfolgen sollte und andererseits die Lindenblättrige Birke gerne von Wildtieren (primär Maus und Hase) verbissen wird (Heimburger 1970; Rousi et al. 1996). Bei den Versuchsflächen muss ein regelmäßiges Monitoring und eine dafür notwendige gute Erschließung der Flächen gewährleistet sein. Dieses Monitoring kann beispielsweise in Form von Begehungen der Flächen im Abstand von drei Jahren erfolgen. Sollten negative Auswirkungen durch die nicht-heimische Birkenart festgestellt werden, müssen rasch gezielte Gegenmaßnahmen gesetzt werden. Vor der Begründung einer neuen Versuchsfläche sollte für den Bestand eine erneute standortsspezifische Risikobewertung durchgeführt werden, um lokale Gegebenheiten besser bewerten zu können (z.B. angrenzende Schutzgebiete, Lebensräume, Siedlungsgebiete etc.).

### **Orientalische Platane** (*Platanus orientalis*)

Derzeit findet diese nicht-heimische Baumart keine forstliche Verwendung in der Pilotregion. Die bedeutendste Nutzung der Orientalischen Platane erfolgt in Österreich als ein beliebtes Zierelement im Bereich von Parkanlagen und Gärten (Aslanboga und Gemici 2014). Zudem hat sie sich aufgrund ihrer großen Toleranz gegenüber städtischen Stress

als Straßenbaum bewährt (Caudullo et al. 2017). Über das Invasionspotential der Orientalischen Platane oder ein artangepasstes Management erbrachte die Literaturrecherche keine weiteren Erkenntnisse. Um einen möglichen Verlust heimischer Baumarten aus forstlicher Sicht kompensieren zu können, sollte in der Pilotregion besser auf heimische Alternativen oder andere, besser einschätzbare, nicht-heimische Baumarten zurückgegriffen werden (z.B. Schuppenrinden-Hickory). Sollte es dennoch in Erwägung gezogen werden, die Orientalische Platane in der Pilotregion forstlicher Verwendung zuzuführen, sollte dies ausschließlich auf speziell eingerichteten Versuchsflächen erfolgen. Ein regelmäßiges Monitoring und eine dafür notwendige gute Erschließung der Fläche muss gewährleistet sein. Dieses Monitoring kann beispielsweise in Form von Begehungen der Flächen im Abstand von drei Jahren erfolgen. Sollten negative Auswirkungen durch die nicht-heimische Laubbaumart festgestellt werden, müssen rasch gezielte Gegenmaßnahmen gesetzt werden. Vor der Begründung einer Versuchsfläche sollte für den Bestand eine erneute standortspezifische Risikobewertung durchgeführt werden, um lokale Gegebenheiten besser bewerten zu können (z.B. angrenzende Schutzgebiete, Lebensräume, Siedlungsgebiete etc.).

## **Tulpenbaum** *(Liriodendron tulipifera)*

Über den konkurrenzstarken Tulpenbaum liegt ausreichend Wissen vor, um eine standortspezifische Risikobewertung durchführen zu können. Derzeit

findet der Tulpenbaum keine forstliche Anwendung in der Pilotregion. Es ist aber angedacht, im Forstrevier Czernin eine Versuchsfläche u. a. mit dieser Baumart anzulegen (siehe Kapitel 4.1.5). Der erste Anbau des Tulpenbaums in Europa erfolgte 1663 und seitdem wird er häufig in städtischen Gärten und Parkanlagen angepflanzt (Marinšek et al. 2022a). Da auch die Forstwirtschaft ein Potential in dieser Baumart sieht, gibt es auch bereits einige Versuchsanbauten in Deutschland, Österreich (Graz) und Belgien (Marinšek et al. 2022b). Meist ist der aus Nordamerika stammende Tulpenbaum als Mischbaumart im Bestand zu finden, welcher im Altbestand nur eingestreut ist (Burns und Honkala 1990b). Auf aufgelassenen Feldern kann er jedoch die Rolle einer Pionierbaumart übernehmen und dabei sehr gut Reinbestände ausbilden. Wird der Tulpenbaum jedoch von anderen Bäumen in weitere Folge ausgedunkelt, verliert er seine Dominanz in der Baumschicht (Burns und Honkala 1990b). Durch seinen schnellen Wuchs wird der Tulpenbaum oft mit Pappeln verglichen (engl. Yellow-Poplar) (Mettendorf 2016). Im Zuge der Erfahrungen mit dieser Baumart, wurde der Tulpenbaum als nicht-invasiv eingestuft, auch sein Invasivitätspotential wird als gering bewertet (Marinšek et al. 2022b). Obwohl die nicht-heimische Baumart dazu in der Lage ist Stockausschläge zu bilden, dürfte diese Fortpflanzungsmethode im Wald keine praktische Bedeutung aufweisen (Mettendorf 2016). Auch die Samenausbreitung erfolgt lediglich über eine maximale Distanz von etwa 60 Metern (Mettendorf 2016; de Avila und Albrecht 2017). Anzumerken ist, dass etwa 70 % der Samen unfruchtbar zu sein

scheinen (Marinšek et al. 2022b). Die geringe Samenausbreitungsdistanz in Kombination mit der geringen Fertilität und der geringen Neigung zu vegetativer Vermehrung führen zu dem Schluss, dass die Einbringung des Tulpenbaum unter Auflagen als derzeit sicher bewertet werden kann. Dabei sollte bedacht werden, dass er auf einer Vielzahl von Standorten, einschließlich aufgetrockneten Bachböden, Auböden und feuchten Hängen, gut wachsen kann (Burns und Honkala 1990b). Deshalb sollte vor der Einbringung geprüft werden, ob es an den Bestand angrenzende naturschutzfachlich wertvolle Lebensräume oder Schutzgüter gibt, die zu einem Konfliktpotential führen könnten. Sofern es im oder um den potentiellen Einbringungsort kein naturschutzfachliches Konfliktpotential gibt, kann der Tulpenbaum, unter Einhaltung der gängigen Managementmaßnahmen im Umgang mit nicht-heimischen Baumarten, eingebracht werden. Dazu zählen beispielsweise, dass die Einbringung einer nicht-heimischen Art immer in ausgewogener Mischung mit heimischen Arten erfolgen muss. Die gute Erschließung eines Bestandes ist Voraussetzung, damit ein regelmäßiges Monitoring und gezieltes Management gewährleistet werden kann. Dieses Monitoring kann beispielsweise in Form von Begehungen der Flächen im Abstand von drei Jahren erfolgen. Sollten negative Auswirkungen durch den nicht-heimische Tulpenbaum festgestellt werden, müssen rasch gezielte Gegenmaßnahmen gesetzt werden (siehe z.B. Marinšek et al. 2022b).

## 9.9 Schritt 7



### Management recommendations

*“The aim of Step 7 is to develop an action plan for the management of the NNT in the risk assessment area, which in addition to legislation-driven decisions may include recommended measures for voluntary priority actions, local eradications, prevention of spread and establishment, and further monitoring for the entire assessment area or the sensitive ecosystems it contains. Based on these preceding steps species-specific management objectives can be formulated (Alberternst & Nawrath, 2018). Depending on NNT characteristics and distribution pattern in the risk assessment area, management measures (e.g., eradication, population control) and related costs may not be achievable. For example, local eradications of populations of NNT with the ability to resprout or form root-suckers such as black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) may entail disproportionate costs (MeyerMünzer et al., 2015).” Bindewald et al 2021*

Für die Pilotregion Klagenfurter Becken wurden im Rahmen der Risikobewertung neun unterschiedliche nicht-heimische Baumarten bewertet.

Für die Pilotregion wurden die **Douglasie**, der **Schuppenrinden Hickory** und der **Tulpenbaum** als derzeit sicher eingestuft. Erstere kommt bereits erwiesenermaßen in der Pilotregion vor. Für alle drei Arten gibt es genügend Literatur und zum Teil auch Versuchsanbauten und Managementmethoden, um einen sicheren und nachhaltigen Anbau dieser nicht-heimischen Arten gewährleisten zu können (z.B. Marinšek et al. 2022b). Werden neue Bestände mit diesen Baumarten in der Mischung begründet, sollten diese in regelmäßigen Intervallen (z.B. alle drei Jahre) neu evaluiert werden, um gegebenenfalls rasch Maßnahmen ergreifen zu können, sollte es unerwarteter Weise doch zu unerwünschten Auswirkungen kommen. Für diesen Fall kann durch das Entfernen der Mutterbäume die weitere Ausbreitung gestoppt werden. In weiterer Folge kann (unerwünschte) Verjüngung dieser Arten verhältnismäßig einfach händisch oder mechanisch ent-

fernt werden. Die Behandlung mit chemischen Mitteln sollte aufgrund der allgemeinen Problematik weitestgehend vermieden werden. Für den Tulpenbaum hat sich auch insbesondere das Ausdünnen durch schnell wachsende Konkurrenzarten als geeignete Methode zur Reduktion erwiesen.

Die **Roteiche** wird wie die Douglasie auch bereits in der Pilotregion angebaut. Da es bis dato keine Meldungen über negative Auswirkungen der nicht-heimischen Eichenart gibt und auch die Feldaufnahmen im April 2023 keine negativen Auswirkungen aufzeigten, kann auch sie als derzeit sicher für die Pilotregion eingestuft werden. Die Roteichenbestände und ihre umliegenden Lebensräume müssen aber weiterhin regelmäßig begangen werden, um mögliche negative Auswirkungen, wie z.B. Standortsveränderungen durch ihr langlebiges Laubstreuen, rasch feststellen zu können und passende Gegenmaßnahmen einleiten zu können. Durch das Zurückschneiden im Frühjahr oder Sommer und durch Bodenbearbeitung kann die (unerwünschte) Ausbreitung der Roteiche eingedämmt werden. Auch

die mechanische Entfernung von 1-2 jährigen Sämlingen oder die Ringelung bzw. das Abholzen von Altbäumen haben sich als wirksame Maßnahmen zur Eindämmung erwiesen (Marinšek et al. 2022a). Anzumerken ist, dass die Klimahüllenmodelle eine Abnahme der klimatischen Eignung der Pilotregion zum forstlichen Anbau der Roteiche prognostizieren, während die klimatischen Bedingungen für die heimischen Stiel- & Traubeneichen in Zukunft vermutlich besser werden. Daher ist in diesem Fall klar zu empfehlen, den heimischen Eichenarten hier bei der Neubegründung von Beständen Vorzug zu geben.

**Gelbkiefer, Hybridlärche, Lindenblättrige Birke** und **orientalische Platane** sind, im Gegensatz zu den davor genannten Baumarten, für Mitteleuropa noch vergleichsweise wenig erforscht. Von einer flächigen forstlichen Verwendung dieser Baumarten muss daher klar abgeraten werden. Zusätzliches Wissen über die ökologischen Eigenschaften und ihr Verhalten in mitteleuropäischen Lebensräumen ist wünschenswert. Zu dem teils noch lückenhaften Wissen über ihre Ökologie gibt es zugleich auch keine Hinweise auf ein invasives Verhalten dieser Arten. Daher kann die (weitere<sup>6</sup>) Einbringung in der Pilotregion in Form von Versuchsflächen in Betracht gezogen werden. Das fortlaufende Monitoring und die dafür notwendige, gute Erschließung der Fläche müssen dafür gewährleistet sein. Wie bei den zuvor als derzeit sicher bewerteten Baumarten ist das Entfernen der Mutterbäume als ers-

te Maßnahme zu setzen, sollte es zu unerwünschten Auswirkungen durch die jeweilige nicht-heimische Baumart kommen. Im Falle der Lindenblättrigen Birke kann ein dichter bzw. vergraster Unterwuchs zudem zur Vermeidung von (unerwünschter) Naturverjüngung beitragen.

**Robinie**, eine Vertreterin der Familie der *Fabaceae* (Hülsenfrüchtler) ist eine Art mit einem hohem Konflikt- bzw. Invasivitätspotential. Von ihrem (weiteren) Anbau muss daher abgeraten werden, da die Risiken sowohl für die Pilotregion, als auch die umliegenden Schutzgüter als zu hoch eingestuft werden. Für den Fall, dass es bereits etablierte Bestände der Robinie in der Pilotregion gibt, sind diese durch ein gezieltes forstliches Management zu nutzen, um eine (weitere) Ausbreitung möglichst zu verhindern. Bei jungen Robinien-Sämlingen mit einem noch nicht entwickelten Wurzelsystem schränkt jährliches Mähen die Ausbreitung ein. Bei erwachsenen Robinien sollte das Schneiden, Entrinden oder Verbrennen ohne begleitende Maßnahmen vermieden werden, da dadurch die Bildung von Wurzelschösslingen angeregt wird. Da die Robinie einen hohen Lichtbedarf hat, ist das gezielte Ausdünnen durch andere vorwüchsige Baumarten als waldbauliche Empfehlung zu nennen (Marinšek et al. 2022b).

Wie bereits mehrfach erwähnt sollten immer heimische Baumarten gegenüber nicht-heimischen Baumarten vorgezogen werden. Muss der klimawandelbedingte Rückgang der Leistung einer heimischen Art aus forstlicher Sicht kompensiert werden, müssen nicht-heimische Baumarten mit geringerem Risiko und

---

<sup>6</sup> Bezieht sich auf die Lindenblättrige Birke, welche im Revier Kleinszig bereits in Form einer Versuchsfläche angebaut wird.



Konfliktpotential gegenüber vielleicht leistungsstärkeren, aber risikoreicheren nicht-heimischen Arten bevorzugt werden. Für die Pilotregion werden wie oben erwähnt die Baumarten Douglasie, Schuppenrinden Hickory und Tulpenbaum sowie mit (klimatischen) Einschränkungen Roteiche empfohlen. Prinzipiell sollten bei einer Einbringung einer nicht-heimischen Baumart immer die allgemeinen Empfehlungen für den nachhaltigen Umgang mit nicht-heimischen Baumarten eingehalten werden (siehe Marinšek et al. 2022b). Kommen nicht-heimische Baumarten in

einem Bestand vor, müssen diese forstlich intensiv und gezielt genutzt werden. Ein regelmäßiges Monitoring der angrenzenden Gebiete (bspw. alle drei Jahre) ist obligatorisch, da nur so bei einer ungewollten Ausbreitung der nicht-heimischen Baumart schnelle Gegenmaßnahmen getroffen werden können. Für den Fall, dass nicht-heimische Baumarten doch unbeabsichtigt in angrenzende Standorte einwandern, muss durch gezielte Maßnahmen der ungewollten Ausbreitung Einhalt geboten werden.

## 9.10 Schritt 8



### Conclusion of the SSRA

*The aim of Step 8 is to summarize the objective (as defined in the pre-assessment) and the outcomes of the SSRA, especially those of Steps 5–7, for further communication including justification and limitation of the results, level of uncertainty (Clarke et al., 2020), and reasons for uncertainty in the assessment (Roy et al., 2018). The final deliverables of the SSRA should include a journal of the methodology applied, references of the data sources used, a NNT-specific summary of the assessment decision, a spatially explicit action plan, and a timeframe for the recurrence of the SSRA. Furthermore, Step 8 can provide a cross-evaluation of the assessed NNT. To guarantee the transparency and transferability of the SSRA to other areas, it is necessary to explicitly describe the identified sensitive ecosystems in the RA area, and the size of the area affected along with the types of data and methodological approaches employed to assess sitespecific risks, the name, affiliation, and expertise of the assessor.” Bindewald et al 2021*

Die Zusammenfassung der standortbezogenen Risikobewertung wird in tabellarischer Form auf der nachfolgenden Seite bereitgestellt.

Baumart	bereits präsent	Literatur verfügbar	Bewertung
Douglasie ( <i>Pseudotsuga menziesii</i> )	✓	✓	Als derzeit sicher Bewertet.
Robinie ( <i>Robinia pseudoacacia</i> )	✓	✓	Risiko negativer Auswirkungen. Der (weitere) Anbau kann nicht empfohlen werden.
Roteiche ( <i>Quercus rubra</i> )	✓	✓	Als derzeit sicher bewertet, begleitendes Monitoring und Management erforderlich. Heimische Eichen sind aber zu bevorzugen.
Gelbkiefer ( <i>Pinus ponderosa</i> )	-	✓	Einbringung in Form von Versuchsflächen als derzeit sicher bewertet.
Schuppenrinden-Hickory ( <i>Carya ovata</i> )	-	✓	Einbringung als derzeit sicher bewertet.
Hybridlärche ( <i>Larix eurolepis</i> )	-	~	Einbringung in Form von Versuchsflächen als derzeit sicher bewertet.
Lindenblättrige Birke ( <i>Betula maximowicziana</i> )	✓	✓	Einbringung in Form von Versuchsflächen als derzeit sicher bewertet.
Orientalische Platane ( <i>Platanus orientalis</i> )	-	~	Einbringung in Form von Versuchsflächen als derzeit sicher bewertet.
Tulpenbaum ( <i>Liriodendron tulpifera</i> )	-	✓	Einbringung als derzeit sicher bewertet.

~ = Literatur nur teilweise vorhanden.

## 10 Conclusio

Der Klimawandel und die damit einhergehende Veränderung der Bedingungen für heimische Baumarten stellt die heimische Forstwirtschaft vor eine große Herausforderung. Die Wahl von Baumarten – egal ob heimisch oder nicht-heimisch – hat einen weitreichenden Einfluss auf die Resilienz der Wälder, aber auch auf die Ökosystemleistungen und die heimischen Schutzgüter. Die Ergebnisse des Projektes WaldWandel können zur Entscheidungsfindung der Baumartenwahl beitragen. Ob nur heimische Arten oder eine Kombination aus heimischen und nicht-heimischen Arten zur Anwendung kommen sollten, hängt von unterschiedlichen Faktoren, wie beispielsweise den prognostizierten Klimabedingungen, den waldbaulichen Zielen, der Schutzgebietskulisse und der Risikobewertung des jeweiligen Standortes ab. Grundsätzlich wird angeregt, bei der Anpassung an den Klimawandel, auf eine Mischung heimischer Baumarten zu setzen. Sollten nicht-heimische Arten forstliche Verwendung finden, gibt es eine Reihe an Managementmaßnahmen zu berücksichtigen. Einerseits sollte auf bereits bewährte nicht-heimische Arten gesetzt werden, für die bisher keine negativen Auswirkungen bekannt sind und für deren Management bereits umfangreiche Erfahrungen vorliegen. Zudem sollte der Anbau von nicht-heimischen Arten nur in Mischung mit heimischen Arten erfolgen. Um die langfristigen

Auswirkungen nicht-heimischer Baumarten auf den Waldzustand und die Ökosystemleistungen unverfälscht feststellen zu können, sollte ihr Anbau immer im Rahmen der üblichen forstlichen Bewirtschaftung erfolgen (siehe Marinšek, Bindewald, Kraxner, La Porta, u. a. 2022).

Nachfolgend werden die Ergebnisse der Pilotstudie entsprechend der formulierten zentralen Themen zusammengefasst.



Abbildung 52: Zentrale Themen der Pilotregion Klagenfurter Becken

## 10.1 Heimische Baumarten im Klimawandel

Die in Kapitel 6 angeführten Klimahüllenmodelle für die heimischen Baumarten Fichte, Weißtanne, Lärche, Buche, Weißkiefer und Eiche (Stiel- & Traubeneiche) zeigen wie sich die bisherige Eignung des Klimas zum Anbau der genannten Arten in der Zukunft unter den zwei Klimaszenarien RCP 4.5 und 8.5 verändern wird. Die **Fichte** wird auch in Zukunft in Kärnten auf ein geeignetes Klima treffen. Beide Klimaszenarien prognostizieren gute bis sehr gute klimatische Bedingungen im beinahe gesamten Bundesland für diese heimische Nadelholzart. Es darf dabei aber nicht außer Acht gelassen werden, dass die Modelle ausschließlich klimatische Faktoren berücksichtigen. Die lokale Standortseignung und die Entwicklung von Borkenkäferpopulationen nach Kalamitäten sind darin nicht enthalten. Daher können die Folgen von Extremereignissen wie Stürme, Schneebruch oder anhaltende Trockenperioden auf die Fichtenbestände nur bedingt abgeschätzt werden. Aus waldbaulicher Sicht sollte die Fichte nur noch in ausgewogener Mischung mit anderen Baumarten gesetzt werden und das vorwiegend an Standorten die seltener durch Trockenheit beeinflusst sind (z.B. Nordhänge). Für die **Weißtanne** wird es im Gegensatz zur Fichte zu einer Reduktion der theoretisch geeigneten Anbaugebiete kommen. Insbesondere bei Eintref-

fen des Szenarios RCP 8.5 wird die gesamte Pilotregion Klagenfurter Becken ungeeignete klimatische Bedingungen für die Weißtanne aufweisen. Noch drastischer sieht die Verschlechterung des Klimas in Hinblick auf die **Lärche** aus. Bei RCP 8.5 werden weite Teile Kärntens für den forstlichen Anbau der sommergrünen Nadelholzart wegfallen. Für die **Weißkiefer** kommt es zu einer Verschiebung des geeigneten Anbaugebietes. Areale die derzeit geeignet sind werden in Zukunft ungeeignet werden und vice versa. Die Pilotregion wird bei RCP 8.5 vollkommen für den forstlichen Anbau der Weißkiefer ausscheiden. Die heimische **Rotbuche** wird auch in Zukunft im Großteil Kärntens auf gute bis sehr gute klimatische Bedingungen treffen. Lediglich der Nordwesten des Bundeslandes bleibt für sie klimatisch ungünstig. Beim forstlichen Anbau der Rotbuche wird aber auch weiterhin das Vermeiden frostgefährdeter Inversionslagen zu beachten sein. Die **Eichen** (Stiel- und Traubeneiche) werden in Kärnten als einzige der sechs dargestellten heimischen Baumarten vom Klimawandel profitieren. Ihr potentiell Anbaugebiet wird sich in beiden Szenarien deutlich vergrößern. Insbesondere die Pilotregion wird sich dabei als geeigneter Standort für diese Laubbaumarten erweisen.

## 10.2 Nicht-heimische Baumarten im Klimawandel

Die Potentialanalyse in Kapitel 7 zu den nicht-heimischen Baumarten Küstentanne, Küstenkiefer, Monterey-Kiefer, Riesen-Lebensbaum, Douglasie, Schwarznuss, Roteiche, Rot-Esche und Robinie spiegelt die wahrscheinlich zukünftige Eignung des Klimas Kärntens zum Anbau der genannten Baumarten wider. Diese Baumarten wurden für die Erstellung der Klimahüllen gewählt, da für sie ausreichend Daten und Informationen vorliegen, um eine derartige Modellierung vornehmen zu können.

Die Klimamodelle ergeben, dass das Klima in Kärnten und somit der Pilotregion Klagenfurter Becken auch in Zukunft ungeeignet für den Anbau der **Rot-Esche**, der **Küstenkiefer** und der **Monterey-Kiefer** sein wird. Die **Küstentanne** und der **Riesen-Lebensbaum** treffen wie die drei zuvor genannten nicht-heimischen Arten derzeit keine passenden klimatischen Verhältnisse in Kärnten an. Durch den Klimawandel könnten bei Szenario 4.5 jedoch weite Teile des Bundeslandes geeignete klimatische Bedingungen für die beiden nordamerikanischen Nadelbaumarten aufweisen. Bei RCP 8.5 kommt es zu einer geringeren Verbesserung der klimatischen Situation als bei RCP 4.5 und die gesamte Pilotregion bleibt für Küstentanne als auch Riesen-Lebensbaum ungeeignet. Bei der **Douglasie** verhält es sich ähnlich. Für alle drei Baumarten bleibt der Nordwesten des Bundeslandes bei beiden Klimaszenarien ungeeignet. Während bei RCP 4.5 alle drei Arten

in der Pilotregion günstige klimatische Bedingungen vorfinden werden, wird ihre forstliche Verwendung in diesem Gebiet bei RCP 8.5 nicht zu empfehlen sein. Hier ist anzumerken, dass aktuell (2023) das Szenario RCP 8.5 als wahrscheinlicher angenommen wird, viele Fachleute gehen bereits von einem noch stärker ausgeprägten Szenario aus.

Im Gegensatz zu den heimischen Eichenarten wird die **Roteiche** nur bedingt von den Folgen des Klimawandels profitieren. So wird beispielsweise die gesamte Pilotregion bei RCP 8.5 unzureichende klimatische Gegebenheiten für diese nicht-heimische Eichenart aufweisen. Zeitgleich werden den heimischen Eichenarten im selben Gebiet ökologisch vorteilhafte klimatische Wuchsbedingungen vorhergesagt. **Schwarznuss** und **Robinie** würden von beiden prognostizierten Klimaszenarien profitieren. Bei beiden Arten würde es zu einer starken Vergrößerung des potentiell guten bis idealen Anbaugebietes in Kärnten kommen. Auch in der Pilotregion Klagenfurter Becken verbessern sich die Klimabedingungen für Robinie und Schwarznuss deutlich. Ihr möglicher Anbau wird in der Pilotregion daher kaum vom Klima, sondern eher durch Standortbedingungen und Management begrenzt werden. Von der Förderung der Robinie muss, wie die Risikoanalyse bestätigt, jedoch aus naturschutzfachlicher Sicht klar abgeraten werden.

### 10.3 Risikobewertung

Im Rahmen des Projekts WaldWandel wurden für neun Baumarten (siehe Tabelle 14) eine Risikobewertungen nach der in Kapitel 9 vorgestellten Methodik durchgeführt. Die Ergebnisse dieser Risikobewertung auf Ebene der gesamten Pilotregion sind als generelle Einschätzung der Risiken für die gesamte Region zu verstehen. Sollte die tatsächliche Einbringung einer nicht-heimischen Baumart in der Pilotregion geplant werden, sollte zuvor die Risikobewertung auf Standortebene bzw. regionaler Ebene wiederholt werden. Dadurch kann auch der lokalen Schutzgebietskulisse die nötige Bedeutung zugestanden werden.

Tabelle 14: Baumarten der Risikobewertung

Baumarten
Douglasie ( <i>Pseudotsuga menziesii</i> )
Robinie ( <i>Robinia pseudoacacia</i> )
Roteiche ( <i>Quercus rubra</i> )
Gelbkiefer ( <i>Pinus ponderosa</i> )
Schuppenrinden Hickory ( <i>Carya ovata</i> )
Hybridlärche ( <i>Larix eurolepis</i> )
Lindenbl. Birke ( <i>Betula maximowicziana</i> )
Orient. Platane ( <i>Platanus orientalis</i> )
Tulpenbaum ( <i>Liriodendron tulpifera</i> )

Von den neun bewerteten nicht-heimischen Baumarten kann die **Douglasie**, der **Schuppenrinden Hickory** und der **Tulpenbaum** mit jetzigem Stand des Wissens als der-

zeit sicher bewertet werden. Die Informationslage zu den drei Baumarten spricht gegen ein generelles Invasivitätspotential dieser Arten. Zudem sind alle drei Arten gut durch gezieltes Management handhabbar. Auch die **Roteiche**, die tendenziell zu mehr Konfliktpotentialen mit heimischen Schutzgütern führen könnte als die zuvor genannten Arten, kann für die Pilotregion als derzeit sicher bewertet werden. Das Klima der Pilotregion wird sich in Zukunft aber vermutlich dahingehend ändern, dass die heimische Stiel- und Traubeneiche einen deutlichen klimatischen Vorteil gegenüber der nicht-heimischen Eichenart aufweisen werden. Dieser Aspekt sollte bei der Neubegründung von forstlich genutzten Eichenbeständen nicht außer Acht gelassen werden.

Die Datengrundlage für **Gelbkiefer**, **Hybridlärche**, **Lindenblättrige Birke** und **orientalische Platane** in Mitteleuropa kann nicht als ausreichend eingestuft werden, um einen flächigeren Anbau dieser Baumarten in der Pilotregion als derzeit sicher bewerten zu können. Diese Arten sollten auf Versuchsflächen in der Pilotregion – abseits von Schutzgebieten – weiter untersucht und erprobt werden. Durch die Anlegung und Betreuung von Versuchsflächen können essentielle Kenntnisse über das Verhalten dieser nicht-heimischen Baumarten in der Pilotregion bzw. Österreich gewonnen werden. Diese Erfahrungen sind un-

erlässlich um Entscheidungen über einen in Zukunft möglicherweise verstärkten Anbau dieser Arten diskutieren zu können.

Vom (weiteren) Anbau der **Robinie** muss in der Pilotregion deutlich abgeraten werden. Die Risikobewertung zeigt offenkundige Konfliktpotenziale mit der autochthonen Flora. Für den Fall, dass sich die Robinie bereits in einem Bestand etabliert hat, sollte dieser einer intensiven forstlichen

Nutzung unterliegen. Die Klimateignung der Robinie spricht für ein weiteres Ausbreitungspotential dieser Art in der Pilotregion, wie auch in ganz Kärnten. Einer unterwünschten Ausbreitung in für sie neue Areale sollte so früh wie möglich unterbunden werden. Geschehen kann das unter anderem durch das Entfernen der Sämlinge oder den Anbau raschwüchsigerer Baumarten auf einer Kahlfläche, die in weiterer Folge die Robinie ausdunkeln würden.

## 10.4 Verjüngungsdynamik der Roteiche

Im Roteichenbestand des Forstbetriebes Czernin wurden zur Klärung der Verjüngungsdynamik der Roteiche in der Pilotregion im April 2023 Feldaufnahmen durchgeführt. Dabei wurde im Altbestand ein Anteil von 89 % Roteiche festgestellt. Bei der Naturverjüngung fiel der Anteil der Roteiche mit 63 % geringer aus. Die zweithäufigste Art der Verjüngung bildete die heimische Traubenkirsche (30 %). Diese wurde hingegen nicht im Altbestand vorgefunden. Im Gegensatz zur Verjüngung der Roteiche, welche nur in Ausnahmefällen eine Höhe von über 30 cm aufwies, konnte die Traubenkirsche in allen Höhenklassen angetroffen werden. Auch der Verbiss der Traubenkirsche fiel mit 4 % deutlich geringer aus als jener der Roteiche (29 %). Nach der Anzahl der Individuen ist die Roteiche die zahlenmäßig dominierende Baumart der Naturverjüngung. Ob sich dies auch in Zukunft so fortsetzt, ist zu bezweifeln, da mit dem voranschreitenden Alter der Pflanzen

mit einer Reduktion der Stückzahlen durch natürliche Ausfälle als auch Wildverbiss zu rechnen ist.

Einflüsse auf die Bodenbildung und die Vegetationsstruktur durch schwer abbaubares Roteichenlaub, wie von Dreßel & Jäger (2002) beschrieben, konnten bei den Aufnahmen im April nicht festgestellt werden. Das sollte aber auch weiterhin kontrolliert werden, um gegebenenfalls frühzeitig Gegenmaßnahmen ergreifen zu können (Marinsek und Lapin 2020). Zudem sollte, solange sich die Roteiche natürlich im Gebiet verjüngt, die Begehung des Bestandes als auch der umliegenden Flächen in regelmäßigen Intervallen durchgeführt werden (beispielsweise alle drei Jahre). So kann das Verhindern einer unerwünschten Ausbreitung auch zu einem späteren Zeitpunkt sichergestellt werden. Zum jetzigen Zeitpunkt konnte eine Ausbreitung der Roteiche in Einzelfällen bis in

eine Entfernung von etwa 10 Meter in den angrenzenden Bestand beobachtet werden.

Da bis dato keine negativen Auswirkungen auf das umgebende Ökosystem beobachtet wurden, die Verjüngung der Art nur geringfügig in Nachbarbeständen zu beobachten ist und vor allem, weil die Verjüngung mit geringem Aufwand zu kontrollieren und ggf. zu entfernen ist, kann die Art als derzeit sicher bewertet werden. Ein fortlaufendes Monitoring der Bestände und der umliegenden Bereiche muss jedoch stattfinden. Vor der weiteren Einbringung neuer Roteichenpflanzen in der Pilotregion sollte die zukünftige Klimaeignung der Art berücksichtigt werden. Laut Prognosen wird sich das Klima der Pilotregion nachteilig für die Roteiche entwickeln (siehe Kapitel 7.7, Roteiche). Die heimische Stiel- bzw. Traubeneiche werden hingegen gute klimatische Anbaubedingungen in der Pilotregion vorfinden und sollten der Roteiche daher hier vorgezogen werden (siehe Kapitel 6.6, Eiche). Allerdings ist zu beachten, dass die hier genutzten Modelle ausschließlich die klimatische Eignung berücksichtigen, die ggf. von den standörtlichen Bedingungen (insbesondere den Bodeneigenschaften) modifiziert werden können. Grundsätzlich ist stets die Verwendung heimischer Baumarten zu bevorzugen. Sollten dennoch nicht-heimische Arten forstliche Verwendung finden, gibt es immer eine Reihe an Managementmaßnahmen zu bedenken. Beispielsweise sollte der Anbau der

Roteiche immer nur in ausgewogener Mischung mit heimischen Arten erfolgen. Zudem muss der nachhaltige Anbau von Roteichen durch gezielte forstliche Maßnahmen (z.B. Durchforstungen) kontrolliert und langfristig gemanagt werden (siehe Marinšek, Bindewald, Kraxner, La Porta, u. a. 2022).



## 11 Literaturverzeichnis

- Aslanboga I, Gemici Y (2014) *Platanus orientalis*. In: Enzyklopädie der Holzgewächse: Handbuch und Atlas der Dendrologie. John Wiley & Sons, Ltd, S 1–8
- Bauhus J (2017) Douglasie-Potenziale, Risiken und Invasivitätsbewertung Restoration of native temperate forests from exotic tree plantations in southern Chile View project ConFoBi-Conservation of Forest Biodiversity in Multiple-use Landscapes of Central Europe View proje
- BfN (2023) Neobiota: Robinia pseudoacacia. <https://neobiota.bfn.de/handbuch/gefaesspflanzen/robinia-pseudoacacia.html>. Accessed 13 Jan 2023
- BFW (2019) Fichte ade? Wien
- Białobok S, Chylarecki H (1965) Investigations on the Cultivation of Exotic Trees in Forest Conditions in Poland. 10:211–217
- Bindewald A, Brundu G, Schueler S, et al (2021) Site-specific risk assessment enables trade-off analysis of non-native tree species in European forests. *Ecol Evol* 11:18089–18110. <https://doi.org/10.1002/ece3.8407>
- Bindewald A, Michiels H-G (2017) Quantifying invasiveness of Douglas fir on the basis of natural regeneration in south-western Germany Assessment of invasiveness of introduced tree species in Europe View project Forstliche Versuchs-und Forschungsanstalt Baden-Württemberg Introduction and
- Bindewald A, Müller-Meißner A (2021) ALPTREES Field Survey - Potential invasiveness of red oak in temperate semi-natural oak ornbeam forests in south-west Germany. 1–18
- Bindewald A, Wedler A, Michiels H-G (2018) Invasivitätsbewertung der Douglasie—Ausschlussflächen für ihren Anbau in Baden-Württemberg. FVA-Einblick 22–25
- Blackburn TM, Pyšek P, Bacher S, et al (2011) A proposed unified framework for biological invasions. *Trends Ecol Evol* 26:333–339. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.03.023>
- Braun ACh, Troeger D, Garcia R, et al (2017) Assessing the impact of plantation forestry on plant biodiversity. *Glob Ecol Conserv* 10:159–172. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2017.03.006>
- Brundu G, Richardson DM (2016) Planted forests and invasive alien trees in Europe: A code for managing existing and future plantings to mitigate the risk of negative impacts from invasions. *NeoBiota* 30:5–47. <https://doi.org/10.3897/neobiota.30.7015>
- Brus R, Pötzelsberger E, Lapin K, et al (2019) Extent, distribution and origin of non-native forest tree species in Europe. *Scand J For Res* 34:533–544. <https://doi.org/10.1080/02827581.2019.1676464>
- Burns RM, Honkala BH (1990a) *Silvics of North America*. Volume 1. Conifers. Agric Handb Wash
- Burns RM, Honkala BH (1990b) *Silvics of North America*. Volume 2: Hardwoods. USDA Forest Service. Agric Handb 654:
- Campagnaro T, Brundu G, Sitzia T (2018) Five major invasive alien tree species in European Union forest habitat types of the Alpine and Continental biogeographical regions. *J Nat Conserv* 43:227–238

- Caudullo G, Welk E, San-Miguel-Ayanz J (2017) Chorological maps for the main European woody species. *Data Brief* 12:662–666. <https://doi.org/10.1016/j.dib.2017.05.007>
- Chakraborty D, Móricz N, Rasztoivits E, et al (2021) Provisioning forest and conservation science with high-resolution maps of potential distribution of major European tree species under climate change. *Ann For Sci* 78:. <https://doi.org/10.1007/s13595-021-01029-4>
- Council of Europe (2017) Code of Conduct for Invasive Alien Trees
- de Avila AL, Albrecht A (2017) Alternative Baumarten im Klimawandel: Artensteckbriefe: eine Stoffsammlung. Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg (FVA)
- Dreßel R, Jäger EJ (2002) Beiträge zur Biologie der Gefäßpflanzen des herzynischen Raumes. 5. *Quercus rubra* L.(Roteiche): Lebensgeschichte und agriophytische Ausbreitung im Nationalpark Sächsische Schweiz. *Hercynia-Ökol Umw Mitteleur* 35:37–64
- Essl F, Milasowszky N, Dirnböck T (2011) Plant invasions in temperate forests: Resistance or ephemeral phenomenon? *Basic Appl Ecol* 12:1–9. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2010.10.003>
- Frei ER, Moser B, Hafner J, et al (2021) Ausbreitungstendenzen und Konkurrenz-kraft der Douglasie in der Schweiz. *Schweiz Z Forstwes* 172:94–105
- Geburek T, Schüler S (2011) Hybridlärche - eine „Baumart“ mit Potenzial. *BFW Praxisinformation* 14–16
- Hasenauer H, Gazda A, Konnert M, et al (2016) Non-native tree species for European forests: experiences, risks and opportunities. *Ctry Rep COST Action FP1403 Vienna* 368
- Heimburger C (1970) Notes on forest tree breeding in Japan. Forest Research Laboratory, Canadian Forestry Service, Department of ...
- Hetzl G (2006) Die Neophyten Oberfrankens: Floristik, Standortcharakteristik, Vergesellschaftung, Verbreitung, Dynamik. PhD Thesis, Würzburg, Univ., Diss., 2006
- Iglesias AL, Nuñez MA, Paritsis J (2022) The potential effect of climate change on the establishment of invasive pines in Patagonia. *Plant Ecol* 223:1207–1218. <https://doi.org/10.1007/s11258-022-01268-z>
- Johnsson H (1945) Interspecific hybridization within the genus *Betula*. *Hereditas* 31:163–176
- Killian W, Müller F, Starlinger F (1994) Die forstlichen Wuchsgebiete Österreichs. *Berichte Forstl Bundesversuchsanstalt Wien* 82:60
- Klaehn FU (1952) Zur Kreuzungsfähigkeit einiger Birkenarten und der Möglichkeit ihres Anbaus
- Knapp HD, Klaus S, Fähser L (2021) Der Holzweg. *Wald Im Widerstreit Interes Oekom*
- Kowarik I, Säumel I (2007) Biological flora of Central Europe: *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle. *Perspect Plant Ecol Evol Syst* 8:207–237. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2007.03.002>
- Larsson-Stern M (2012) Larch in commercial forestry: A literature review to help clarify the potential of hybrid larch (*Larix\times eurolepis* Henry) in Southern Sweden. *South Swed For Res Cent Alnarp Swed*
- Leder B, Tennhoff N (2015) Kurzportrait Lindenblättrige Birke (*Betula maximowicziana*). In: [Waldwissen.net](http://www.waldwissen.net).

- <https://www.waldwissen.net/de/waldwirtschaft/waldbau/lindenblaettrige-birke>. Accessed 31 Mai 2023
- Marinšek A, Bindewald A, Kraxner F, et al (2022a) Management nichtheimischer Baumarten in urbanen Gebieten des Alpenraums
- Marinšek A, Bindewald A, Kraxner F, et al (Hrsg) (2022b) Management nicht heimischer Baumarten in den Wäldern des Alpenraumes
- Marinšek A, Lapin K (2020) Open database on management measures for non-native trees
- Marozas V, Augustaitis A, Armolaitis K, et al (2014) Effects of planted European beech on the understory in Scots pine forests of Lithuania. *IForest-Biogeosciences For* 7:12
- Marozas V, Straigyte L, Sepetiene J (2009) Comparative analysis of alien red oak (*Quercus rubra* L.) and native common oak (*Quercus robur* L.) vegetation in Lithuania. *Acta Biol Univ Daugavp* 9:19–24
- Medina-Villar S, Castro-Díez P, Alonso A, et al (2015) Do the invasive trees, *Ailanthus altissima* and *Robinia pseudoacacia*, alter litterfall dynamics and soil properties of riparian ecosystems in Central Spain? *Plant Soil* 396:311–324. <https://doi.org/10.1007/s11004-015-2592-4>
- Mettendorf B (2016) Kurzportrait Tulpenbaum (*Liriodendron tulipifera*). In: [Waldwissen.net](https://www.waldwissen.net). <https://www.waldwissen.net/de/waldwirtschaft/waldbau/kurzportrait-tulpenbaum>. Accessed 31 Mai 2023
- Miltner S, Kupka I (2016) Silvicultural potential of northern red oak and its regeneration – Review. *J For Sci* 62:145–152. <https://doi.org/10.17221/115/2015-JFS>
- NABU (2023) Traubenkirsche. In: NABU - Naturschutzbund Dtschl. EV. <https://bremen.nabu.de/tiere-und-pflanzen/pflanzen/Unsere20Heckenpflanzen/25946.html>. Accessed 10 Mai 2023
- Nehring S, Kowarik I, Rabitsch W, Essl F (2013) Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde Gefäßpflanzen
- Nicolescu V-N, Rédei K, Mason WL, et al (2020) Ecology, growth and management of black locust (*Robinia pseudoacacia* L.), a non-native species integrated into European forests. *J For Res* 31:1081–1101. <https://doi.org/10.1007/s11676-020-01116-8>
- Osumi K, Sakurai S (1997) Seedling emergence of *Betula maximowicziana* following human disturbance and the role of buried viable seeds. *For Ecol Manag* 93:235–243
- Paž S, Czapiewska N, Dyderski MK, Jagodziński AM (2018) Assessment of *Carya ovata* (Mill.) K. Koch introduction to the potential oak-hornbeam forest habitat in the Czerniejewo Forest District. *Sylvan* 162:41–48
- Riepšas E, Straigyte L (2008) Invasiveness and Ecological Effects of Red Oak (*Quercus rubra* L.) in Lithuanian Forests. *Balt For* 14:122-130+224
- Roloff A, Weisgerber H, Lang U, Stimm B (2010) Bäume Nordamerikas: Von Alligator-Wachholder bis Zuckerahorn. Alle charakteristischen Arten im Porträt. John Wiley & Sons
- Rousi M, Mattson WJ, Tahvanainen J, et al (1996) Growth and hare resistance of birches: testing defense theories. *Oikos* 20–30

- Schenck CA (1939) Fremdländische Wald-und Parkbäume. 3 Bände. Paul Parey Berl
- Schwappach (Hrsg) (1901) Die Ergebnisse der in den preussischen Staatsforsten ausgeführten Anbauversuche mit fremdländischen Holzarten. Springer, Berlin, Heidelberg
- Spiecker H, Lindner M, Schuler JK (2019) Douglas-fir: an option for Europe. European Forest Institute
- Staska B, Essl F, Samimi C (2014) Density and age of invasive Robinia pseudo-acacia modulate its impact on floodplain forests. Basic Appl Ecol 15:551–558. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2014.07.010>
- Stephan BR, Liesebach M (2014) Betula maximowicziana. In: Enzyklopädie der Holzgewächse: Handbuch und Atlas der Dendrologie. John Wiley & Sons, Ltd, S 1–12
- Stimm B, Roloff A, Lang UM, Weisgerber H (Hrsg) (2014) Enzyklopädie der Holzgewächse: Handbuch und Atlas der Dendrologie, 1. edn. Wiley
- Straigytė L, Marozas V, Žalkauskas R (2012) Morphological traits of Red oak (*Quercus rubra* L.) and ground vegetation in stands different sites and regions in Lithuania. Balt For 18:91–99
- Vor T, Spellmann H, Bolte A, et al (Hrsg) (2015a) Potenziale und Risiken eingeführter Baumarten: Baumartenportraits mit naturschutzfachlicher Bewertung. Universitätsverlag Göttingen, Göttingen
- Vor T, Spellmann H, Bolte A, Ammer C (2015b) Potenziale und Risiken eingeführter Baumarten. Baumartenportraits Mit Naturschutzfachlicher Bewert 7:
- Wohlgemuth T, Moser B, Pötzelsberger E, et al (2021) Über die Invasivität der Douglasie und ihre Auswirkungen auf Boden und Biodiversität. Schweiz Z Forstwes 172:118–127

## 12 Tabellen- und Abbildungsverzeichnis

Tabelle 1: Natürliche Waldgesellschaften des Klagenfurter Beckens .....	5
Tabelle 2: Trupppflanzungen Nussfläche, Revier Czernin .....	8
Tabelle 3: Ergebnisse der Bodenbeprobung Kärntner Landesforstdienste 2021 ...	11
Tabelle 4: Revier Czernin, Versuchsfläche neu, potentielle Baumarten.....	12
Tabelle 5: Tannenherkünfte .....	15
Tabelle 6: Herkünfte Herkunftsversuch FB DI Kleinszig.....	17
Tabelle 7: Parameter der Standortsansprache.....	37
Tabelle 8: Höhenklassen.....	38
Tabelle 9: Standortansprache.....	40
Tabelle 10: Deckungsgrade der Vegetation bis 5 m Höhe pro Punkt. 0 = keine Deckung, 1 = <1 %, 2 = 1-5 %, 3 = bis 25 %, 4 = bis 50 %, 5 = bis 75 %, 6 = bis 100 %.....	40
Tabelle 11: Ergebnis des Bodenprofils. Die Erklärung der Abkürzungen ist in Tabelle 12 zu finden. ....	46
Tabelle 12: Abkürzungserklärung für Bodenprofil.....	46
Tabelle 13: Zusammenfassung nicht-heimischer Baumarten.....	51
Tabelle 14: Baumarten der Risikobewertung.....	72

Abbildung 1: Roteichenverjüngung in der Pilotregion Klagenfurter Becken, Revier Czernin ©Konic, BFW.....	2
Abbildung 2: Biogeografische Regionen Österreichs. Klagenfurter Becken im Süden ©Revisa.....	4
Abbildung 3: Gebirgszüge Kärntens @Michael Glanznig/Geodaten von <a href="http://www.demis.nl">http://www.demis.nl</a> .....	4
Abbildung 4: Wuchsgebiete Österreichs. Wuchsgebiet 6.2: Klagenfurter Becken hervorgehoben ©BFW.....	6
Abbildung 5: Zentrale Themen der Pilotregion Klagenfurter Becken.....	6
Abbildung 6: Besichtigte Forstbetriebe in Kärnten (blau). Norden: Forstbetrieb DI Günter Kleinszig - Revier Wolschart, St. Georgen am Längsee; Süden: Forstbetrieb DI Maximilian Czernin, Krastowitz / Grafenstein ©Land Kärnten.....	7
Abbildung 7: Roteichenfläche.....	8
Abbildung 8: Aufforstungsfläche Nuss inkl. Mulchkartonplatten und BioWit-Klimawit Verbisschutznetze.....	8
Abbildung 9: Stieleichenbestand.....	9
Abbildung 10: Roteichenfläche im Westen, Stieleichenfläche im Osten, Nussfläche im Süden ©Amt der Kärntner Landesregierung Abteilung 10.....	9
Abbildung 11: Versuchsfläche Elsbeere, Speierling, Baumhasel.....	10
Abbildung 12: Versuchsfläche Orthofoto Elsbeere (orange), Speierling (pink), Baumhasel (blau) © Amt der Kärntner Landesregierung Abteilung 10. ....	10
Abbildung 13: Natürliche Waldgesellschaft lt. Expertensystem.....	11
Abbildung 14: Versuchsfläche, Stand 2021.....	12
Abbildung 15: Versuchsfläche Lindenblättrige Birke ©Amt der Kärntner Landesregierung Abteilung 10.....	13
Abbildung 16: Tannenaufforstung.....	14
Abbildung 17:Tannenaufforstungsfläche © Amt der Kärntner Landesregierung Abteilung 10.....	15
Abbildung 18: Aufforstung Douglasie, Küstenkiefer, Libanonzeder.....	16
Abbildung 19: Herkunftsversuch im Revier Kleinszig ©Amt der Kärntner Landesregierung Abteilung 10.....	17
Abbildung 20: Schutzgebietskulisse in der Pilotregion, rot = Grenze Pilotregion, orange = Europaschutzgebiete, gelb = Naturschutzgebiete, grün = Landschaftsschutzgebiete @Schutzgebiete UBA, Karte Basemap.at.....	19
Abbildung 21: Klimaeignung der Fichte ( <i>Picea abies</i> ) in Kärnten. Abgegrenztes Gebiete, zentral = Bezirke Klagenfurt, Klagenfurt Land, Feldkirchen, Villach, Villach Land.....	21
Abbildung 22: Klimaeignung der Weißtanne ( <i>Abies alba</i> ) in Kärnten. Abgegrenztes Gebiete, zentral = Bezirke Klagenfurt, Klagenfurt Land, Feldkirchen, Villach, Villach Land.....	22
Abbildung 23: Klimaeignung der Lärche ( <i>Larix decidua</i> ) in Kärnten. Abgegrenztes Gebiete, zentral = Bezirke Klagenfurt, Klagenfurt Land, Feldkirchen, Villach, Villach Land.....	23

Abbildung 24: Klimaeignung der Rotbuche ( <i>Fagus sylvatica</i> ) in Kärnten. Abgegrenztes Gebiete, zentral = Bezirke Klagenfurt, Klagenfurt Land, Feldkirchen, Villach, Villach Land.....	24
Abbildung 25: Klimaeignung der Weißkiefer ( <i>Pinus sylvestris</i> ) in Kärnten. Abgegrenztes Gebiete, zentral = Bezirke Klagenfurt, Klagenfurt Land, Feldkirchen, Villach, Villach Land.....	25
Abbildung 26: Klimaeignung der Eiche ( <i>Quercus petraea</i> und <i>Q. robur</i> ) in Kärnten. Abgegrenztes Gebiete, zentral = Bezirke Klagenfurt, Klagenfurt Land, Feldkirchen, Villach, Villach Land.....	26
Abbildung 27: Klimaeignung der Küstentanne ( <i>Abies grandis</i> ) in Kärnten. Abgegrenztes Gebiete, zentral = Bezirke Klagenfurt, Klagenfurt Land, Feldkirchen, Villach, Villach Land.....	28
Abbildung 28: Klimaeignung der Küstenkiefer ( <i>Pinus contorta</i> ) in Kärnten. Abgegrenztes Gebiete, zentral = Bezirke Klagenfurt, Klagenfurt Land, Feldkirchen, Villach, Villach Land.....	29
Abbildung 29: Klimaeignung der Monterey-Kiefer ( <i>Pinus radiata</i> ) in Kärnten. Abgegrenztes Gebiete, zentral = Bezirke Klagenfurt, Klagenfurt Land, Feldkirchen, Villach, Villach Land.....	30
Abbildung 30: Klimaeignung des Riesen-Lebensbaum ( <i>Thuja plicata</i> ) in Kärnten. Abgegrenztes Gebiete, zentral = Bezirke Klagenfurt, Klagenfurt Land, Feldkirchen, Villach, Villach Land.....	31
Abbildung 31: Klimaeignung der Douglasie ( <i>Pseudotsuga menziesii</i> ) in Kärnten. Abgegrenztes Gebiete, zentral = Bezirke Klagenfurt, Klagenfurt Land, Feldkirchen, Villach, Villach Land.....	32
Abbildung 32: Klimaeignung der Schwarznuss ( <i>Juglans nigra</i> ) in Kärnten. Abgegrenztes Gebiete, zentral = Bezirke Klagenfurt, Klagenfurt Land, Feldkirchen, Villach, Villach Land.....	33
Abbildung 33: Klimaeignung der Roteiche ( <i>Quercus rubra</i> ) in Kärnten. Abgegrenztes Gebiete, zentral = Bezirke Klagenfurt, Klagenfurt Land, Feldkirchen, Villach, Villach Land.....	34
Abbildung 34: Klimaeignung der Rot-Esche ( <i>Fraxinus pennsylvanica</i> ) in Kärnten. Abgegrenztes Gebiete, zentral = Bezirke Klagenfurt, Klagenfurt Land, Feldkirchen, Villach, Villach Land.....	35
Abbildung 35: Klimaeignung der Robinie ( <i>Robinia pseudoacacia</i> ) in Kärnten. Abgegrenztes Gebiete, zentral = Bezirke Klagenfurt, Klagenfurt Land, Feldkirchen, Villach, Villach Land.....	36
Abbildung 36: Darstellung zur Einordnung des Bestandesschlussgrades.....	38
Abbildung 37: Probepunkte im Roteichenbestand des Forstbetriebs Czernin. ....	39
Abbildung 38: Ergebnis der Winkelzählprobe; Vorratsfestmeter. *cf. <i>Artbestimmung unsicher</i> .....	42
Abbildung 39: Ergebnis der Winkelzählprobe; Grundfläche. *cf. <i>Artbestimmung unsicher</i> .....	42
Abbildung 40: Roteichenverjüngung der Höhenklasse 1 im Revier Czernin.....	43
Abbildung 41: Verteilung der Verjüngung nach Höhenklassen.....	43

Abbildung 42: Verteilung der Verjüngung nach Baumarten.....	44
Abbildung 43: Verteilung der Verjüngung nach Höhenklasse und Baumart.....	44
Abbildung 44: Verbiss der Verjüngung. Zahlen im Balken repräsentieren die Stückzahl an verbissenen bzw. unverbissenen Individuen.....	45
Abbildung 45: Bodenprofil.....	45
Abbildung 46: Roteichenverjüngung in angrenzendem Fichtenbestand.....	47
Abbildung 47: Die acht Schritte des SSRA © Bindewald et al (2021).....	48
Abbildung 48: Zentrale Themen der Pilotstudie Klagenfurter Becken.....	49
Abbildung 49: Karte der Lage der besichtigten Forstreviere in der Pilotregion Klagenfurter Becken ©Land Kärnten.....	50
Abbildung 50: Schutzgebietskulisse in der Pilotregion, rot = Grenze Pilotregion, orange = Europaschutzgebiete, gelb = Naturschutzgebiete, grün = Landschaftsschutzgebiete @Schutzgebiete UBA, Karte Basemap.at.....	54
Abbildung 51: Bewertungsschema des Site specific risk assessments (Bindewald et al 2021).....	56
Abbildung 52: Zentrale Themen der Pilotregion Klagenfurter Becken.....	69
Abbildung 53: Gelbkiefer ©USDA Plants Dataset.....	82
Abbildung 54: <i>Pseudotsuga menziesii</i> .....	98
Abbildung 55: Roteiche ©BFW.....	110
Abbildung 56: <i>Robinia pseudoacacia</i> .....	118
Abbildung 57: Lindenblättrige Birke ( <i>Betula maximowicziana</i> ) @baumkunde.de.....	125
Abbildung 58: Orientalische Platane ( <i>Platanus orientalis</i> ) @baumportal.de.....	130
Abbildung 59: schuppenrinden Hickorynuss ( <i>Carya ovata</i> ) @baumportal.de.....	134
Abbildung 60: Tulpenbaum ( <i>Liriodendron tulpifera</i> ) @ Baumschule Horstmann.....	141
Abbildung 61: Hybridlärche ( <i>Larix eurolepis</i> ) @Paco Garin.....	148

## 13 Anhang

Baumart		Seite
Gelbkiefer	<i>Pinus ponderosa</i>	82. S
Douglasie	<i>Pseudotsuga menziesii</i>	98. S
Roteiche	<i>Quercus robur</i>	110. S
Robinie	<i>Robinia pseudoacacia</i>	118. S
Lindenblättrige Birke	<i>Betula maximowicziana</i>	125. S
Orientalische Platane	<i>Platanus orientalis</i>	130. S
Schuppenrinden Hickory	<i>Carya ovata</i>	134. S
Tulpenbaum	<i>Liriodendron tulpifera</i>	141. S
Hybridlärche	<i>Larix eurolepis</i>	148. S

# Gelbkiefer

## (*Pinus ponderosa*)

Bei dieser Baumartenzusammenfassung handelt es sich um die Ergebnisse der Literaturrecherche. Hier wurde aus mehreren zusammenfassenden Werken direkt zitiert. Diese sind durch die „Q-Nummer“ am Ende jedes Absatzes vermerkt. Die Originalzitate wurden zur besseren Nachvollziehbarkeit im Text belassen. Die Untenstehenden Textpassagen wurden direkt oder nach voriger Übersetzung<sup>7</sup> aus dem Originalwerk (siehe Q-Nummer) herauskopiert und dienen der Zusammenfassung der Literaturrecherche. Die Texte sind geistiges Eigentum der zitierten Originalwerke.



Abbildung 53: Gelbkiefer ©USDA Plants Dataset

## Ökologie

### Konkurrenzfähigkeit

Die Gelbkiefer kann entweder eine Klimax- oder eine Seralart sein (L&27,47,61). An den unteren Grenzen der Nadelwälder ist sie eine Klimaxart, während sie in höher gelegenen, mesischen Wäldern, in denen konkurrenzfähigere Nadelbäume wachsen können, eine Seralart ist. In Klimawäldern enthalten Gelbkiefernbestände oft viele kleine, gleichmäßige Altersgruppen und keine wirklich ungleichmäßige Altersstruktur. Brände haben die Verbreitung der Gelbkiefer stark beeinflusst. Obwohl die Sämlinge leicht vom Feuer getötet werden, besitzen größere Bäume eine dicke Rinde, die einen wirksamen Schutz vor Feuerschäden bietet. Konkurrierende Baumarten wie die Große Tanne (*Abies grandis*) und die Douglasie sind wesentlich weniger feuertolerant, vor allem in den Größenklassen der Setzlinge

und Stangen. Die Gelbkiefer konnte daher ihre Position als dominierende Baumart in weiten Teilen der Wälder der mittleren Höhenlagen im Westen behaupten. Aufgrund der erfolgreichen Brandbekämpfung in den letzten 50 Jahren haben sich viele dieser Bestände unter Douglasien und echten Tannen entwickelt. Die Umwandlung des Waldtyps wurde durch die Abholzung der Gelbkiefer beschleunigt, so dass die verbleibenden Bestände aus Echter Tanne, Douglasie oder Lodgepole-Kiefer (*Pinus contorta* var. *latifolia*) bestehen (1520). Im pazifischen Nordwesten hat sich die Waldbedeckung in den letzten 25 Jahren auf einer Fläche von etwa 2 Millionen Hektar (5 Millionen Acres) verändert (3). (Q')

Die wichtigsten assoziierten Baumarten sind folgende: Nordwesten. Rocky Mountain Douglasie (*Pseudo tsuga menziesii* var. *glauca*), Lodgepole Kiefer, Große Tanne und Westliche Lärche (*Larix occidentalis*) Kalifornien. Kalifornische Weißtanne (*Abies concolor* var. *lowiana*), Weihrauch-Zeder, Jeffrey-Kiefer (*Pinus jeffreyi*), Zuckerkiefer, Küsten-Douglasie (*Pseudotsuga menziesii* var. *menziesii*), Kalifornische Schwarzeiche (*Quercus kelloggii*) und Westlicher Wacholder (*Juniperus occidentalis*). Rocky Mountains und Utah. Rocky-Mountain-Douglasie, Blaufichte (*Picea pungens*), Drehkiefer (Lodgepole pine), Latschenkiefer (*Pinus flexilis*) und Zitterpappel (*Populus tremuloides*). Black Hills. Zitterpappel, Weißfichte (*Picea glauca*) und Papierbirke (*Betula papyrifera*). Arizona und New Mexico. Weißtanne (*Abies concolor* var. *concolor*), Rocky-Mountain-Douglasie, Blaufichte, Zitterpappel, Gambel-Eiche (*Quercus gambelli*) und südwestliche Weißkiefer (*Pinus strobiformis*) in höheren Lagen; Rocky-Mountain-Wacholder (*Juniperus scopulorum*), Alligator-Wacholder (*J. deppeana*) und Utah-Wacholder (*J. osteosperma*) in niedrigeren Lagen. (Q')

Im gemischten Nadelbaumbestand der Sierra Nevada in Kalifornien wurde das Wachstum der Vorverjüngung von Gelbkiefern mit dem der vergesellschafteten Arten

<sup>7</sup> Übersetzungsfehler vorbehalten. Im Zweifelsfall Textquelle (Q-Nummer) konsultieren.



in verschiedenen Bestandesdichten verglichen (Daten in den Akten der Pacific Southwest Forest and Range Experiment Station, Redding, CA). Selbst unter einem lichten, zu 47 % beschatteten Bestand wuchsen die Setzlinge der Gelbkiefer nur etwa halb so schnell wie ihre Artgenossen (Douglasie, Zuckerkiefer, Weißtanne und Weihrauchzeder) und nur etwa halb so schnell wie bei voll beleuchteten Kiefern erwartet. Im Vergleich zu ihren Verwandten in anderen Teilen des Verbreitungsgebiets ist die Gelbkiefer schattentoleranter als die Westliche Lärche, aber weniger tolerant als die Große Tanne und die Westliche Weißkiefer (40). Insgesamt wird sie am ehesten als schattenunverträglich eingestuft. Aufgrund ihrer Intoleranz gegenüber Schatten neigt die Gelbkiefer dazu, in gleichmäßig alten Beständen zu wachsen, und wird in der Regel nach dieser Methode bewirtschaftet. Ungleichaltrige Bestände mögen im trockeneren Teil ihres Verbreitungsgebiets häufig vorkommen, sind aber in Wirklichkeit ein Mosaik aus gleichaltrigen Gruppen. Gelbkiefern verlieren in dichten Beständen an Wuchsstärke. An trockeneren Standorten im pazifischen Nordwesten werden Bäume in Stangenholzbeständen mit einer Grundflächendichte von über 34,4 m<sup>2</sup>/ha (150 ft<sup>2</sup>/acre) von Borkenkäfern befallen (54). Die Gelbkiefer bleibt physiologisch jung und reagiert in Arizona bis zu einem Alter von 200 Jahren auf die Freisetzung. Andernorts reagieren stagnierende, 70 bis 100 Jahre alte Bestände in der Regel auf Durchforstung und scheinen genauso schnell zu wachsen wie nicht stagnierende Bäume, wenn die Kronen groß genug sind, um den zusätzlichen Wachstumsraum zu nutzen (3,7). (Q<sup>1</sup>)

Natürliche Waldgesellschaft: Einige begleitende Baumarten sind Douglasie, Eichen-, Tannen- und Wacholderarten [1]. (Q<sup>2</sup>)

Von Pionier- bis Klimaxart, abhängig vom Standort. Auf tieferen Lagen eher Klimaxart [1]. (Q<sup>2</sup>)

Konkurrenzstärke: Verjüngungs-Dickungsphase: Konkurrenzschwach gegenüber andere krautige Vegetation und auch gegen andere Baumarten z.B. Douglasie und Küstentanne, vor allem wenn nicht ausreichend Licht vorhanden ist. Im Herkunftsgebiet hat Feuer ihr Vorkommen in der natürlichen Waldgesellschaft garantiert [1]. Baum- und Altholzphase: Konkurrenz mit Nachbarbäumen oder auch Arten der Strauchschicht kann das Wachstum deutlich reduzieren [1]. (Q<sup>2</sup>)

*P. ponderosa*-Bäume verfügen Berichten zufolge über eine hohe Stomatenkontrolle, um durch Wasserstress induzierte Xylem-Kavitation zu vermeiden (Law et al. 2001; Martínez-Vilalta & Pinol 2004; Sala et al. 2005; Eggemeyer et al. 2006), und *J. virginiana*-Bäume besitzen von Natur aus eine hohe Wassernutzungseffizienz und die Fähigkeit, ihre Stomata auch bei niedrigem Wasserpotenzial zu öffnen, und sind daher gut an Trockenheit angepasst (Eggemeyer et al. 2006; Willson et al. 2008). Unterschiede in den Strategien zur Trockenheitsresistenz zwischen ausgewachsenen *P. ponderosa* und *J. virginiana* in den semiariden Graslandschaften der Sandhills von Nebraska wurden untersucht (z. B. Eggemeyer et al. 2006, 2009), und obwohl es eine umfangreiche Literatur über die Ökophysiologie von *P. ponderosa*- und in geringerem Maße von *J. virginiana*-Bäumen gibt, bleibt unklar, wie Individuen im Keimlingsstadium in Gebieten überleben, in denen mehrere Jahre Sommertrockenheit keine Seltenheit sind (Van Auken & McKinley 2008). (Q<sup>3</sup>)

*P. ponderosa* und *J. virginiana* scheinen für das Überleben in semiariden Graslandschaften geeignet zu sein Grasland zu überleben, vorausgesetzt, dass während Trockenperioden zumindest teilweise Bodenfeuchtigkeit in der Wurzelzone vorhanden ist. Die beiden Arten scheinen jedoch unterschiedliche Strategien zu verfolgen, um in Halbtrockenrasen erfolgreich zu sein. Während sich die *P. ponderosa*-Sämlinge eher trockenheitsvermeidend verhalten, ist *J. virginiana* eher trockenheitstolerant. Die Unterschiede in den Resistenzstrategien der beiden Arten bestätigen die Trockentoleranz von *J. virginiana* und könnten ihr weit verbreitetes Vordringen in die wasserarmen Grasländer von Nebraska und den Great Plains im Vergleich zu *P. ponderosa* erklären, die sich von den historischen Grasland-Wald-Ökotonen in die adjacent-Grasländer ausbreitet. Angesichts der Vermeidungsstrategie von *P. ponderosa* könnten längere Dürreperioden, wie sie in den Szenarien des Klimawandels für die Region vorhergesagt werden, die Rekrutierung und Etablierung der Sämlinge negativ beeinflussen. Dies wird weitere Auswirkungen auf die Verteilung von Holzarten in der Region haben (Mueller et al. 2005; West et al. 2007; Eggemeyer et al. 2009). (Q<sup>3</sup>)

#### Invasives Verhalten andernorts

Invasivitätspotenzial: Keine Literatur gefunden (Q<sup>2</sup>)

**Regenerationspotential: Möglichkeit zur Anlage von Samenbanken**

-

**Regenerationspotential: zur vegetativen Vermehrung**

Die Gelbkiefer vermehrt sich nicht auf natürliche Weise durch vegetative Methoden. Sie kann durch Bewurzelung und Pfropfung vermehrt werden, aber der Erfolg nimmt schnell ab, wenn Edelreiser von Bäumen genommen werden, die älter als 5 Jahre sind (64) (Q<sup>1</sup>)

Stockausschlagfähigkeit: Nein [1] (Q<sup>2</sup>)

**Regenerationspotential: Samenproduktion**

Die Gelbkiefer ist einhäusig. Bei der Bestäubung sind die männlichen Strobili, die in kurzen, dichten Trauben stehen, 2 bis 3 cm lang und die weiblichen Zapfen 2,5 cm lang. Im westlichen Montana, im zentralen Idaho und im östlichen Oregon, in Höhenlagen von 910 bis 1830 m, beginnt die Blüte im Allgemeinen zwischen dem 1. und 10. Mai. Der Pollenflug findet vom 25. Mai bis 15. Juni statt, die Zapfen erreichen ihre volle Größe von 8 bis 15 cm zwischen dem 20. Juli und 10. August des folgenden Jahres, die Samen reifen vom 20. August bis 5. September, die Zapfen öffnen sich vom 1. bis 13. September, und die Samen werden bis November ausgeschieden. An der Ost- und Westseite der Sierra Nevada in Kalifornien, in einer Höhe von 1830 m, entwickeln sich die Zapfen jedoch etwa 2 Wochen später (13). Im nördlichen Arizona, in der Nähe von Flagstaff, werden die Pollen zwischen dem 10. und 20. Juni abgeworfen (55), aber in einer Höhe von 910 m am Westhang der kalifornischen Sierra Nevada wurden die Pollen bereits am 15. April gesammelt; der 11. Mai war der Durchschnitt in einem Zeitraum von sieben Jahren. Ebenfalls am Westhang der Sierra Nevada werden die Pollen durchschnittlich 8 Tage später pro 300 m Höhenunterschied abgeworfen (13). In Colorado, in 2710 m Höhe, schlüpfen die weiblichen Zapfen in einem Zeitraum von Jahren am oder um den 18. Juni, und nur etwa 36 % von ihnen überlebten bis zum Beginn des zweiten Jahres, wobei die Blütezeit eng mit dem Vorübergehen von Frostwetter korreliert ist (13). (Q<sup>1</sup>)

Bei der Samenproduktion der Gelbkiefer wurde in ihrem gesamten Verbreitungsgebiet keine regelmäßige Periodizität

beobachtet. In Kalifornien, westlich der Sierra Nevada, werden im Durchschnitt alle 2 bis 3 Jahre mittelgroße Saatguternten eingebracht. Der durchschnittliche Abstand zwischen schweren Zapfenjahren beträgt 8 Jahre. In den Black Hills (7) werden alle 3 Jahre, im Südwesten (55) alle 3 bis 4 Jahre und im pazifischen Nordwesten (3) alle 4 bis 5 Jahre gute Zapfenerträge erzielt. Beobachtungen über 23 Jahre in Montana zeigen, dass die Gelbkiefer westlich der Kontinentalsscheide ein schlechter Sämling und östlich davon ein mittelmäßiger Sämling ist, mit nur einer guten Ernte. Die Art trägt bereits im Alter von 7 Jahren Zapfen und produziert bis zu einem Alter von mindestens 350 Jahren noch gute Samen. Die Samen von 60 bis 160 Jahre alten Bäumen sind jedoch lebensfähiger als die von jüngeren oder älteren Bäumen. In Kalifornien waren Bäume mit einem Stammdurchmesser von mehr als 64 cm (25 in) die besten Produzenten. In Zentral-Idaho produzierten reife und überreife Bäume, die in einer Höhe von 1680 m wuchsen, eine geringere Samenqualität als ähnliche Bäume in 1220 m Höhe, und offen gewachsene Bäume produzierten mehr größere Zapfen als im Bestand gewachsene Bäume (13). Im östlichen Washington, in Idaho und im westlichen Montana wurden 16 Insektenarten als Verursacher von Samenverlusten bei Gelbkiefern identifiziert (14). Sie zerstörten bis zu 95 Prozent der Zapfenernte, aber in den meisten untersuchten Gebieten lagen die Verluste zwischen 30 und 60 Prozent. In Zentral-Arizona waren Abort, Gelbkiefern-Zapfenkäfer (*Conophthorus ponderosae*) und Gelbkiefern-Zapfenwürmer (*Dioryctria* sp.) die drei wichtigsten Ursachen für die Zapfensterblichkeit (57). Normalerweise ist der Anteil der durch Insekten verlorenen Samen am höchsten, wenn die Bestände klein sind. Die Samen von Gelbkiefern werden von zahlreichen Vögeln und kleinen Säugetieren wie Mäusen, Hackschnitzeln und Eichhörnchen gefressen. In Jahren mit geringer Zapfenproduktion kann die potenzielle Samenernte stark reduziert sein. Eichhörnchen schneiden viele der zapfentragenden Zweige ab und zerstören dabei Blüten und Zapfen (13). Die Anzahl der Samen pro Zapfen ist von Region zu Region sehr unterschiedlich und reicht von nur 31 Samen im nördlichen Arizona (55) bis zu 70 in Mittelkalifornien (13). Das Gewicht der gereinigten Samen schwankt zwischen 15.200 und 50.700/kg (6.900 bis 23.000/lb) und liegt im Durchschnitt bei 26.500/kg (12.000/lb) (31). Im gesamten Verbreitungs-

gebiet der Gelbkiefer, mit Ausnahme der Black Hills und der Westseite der Sierra Nevada, ist die natürliche Verjüngung nur sporadisch. Man geht davon aus, dass eine erfolgreiche Naturverjüngung das Ergebnis einer zufälligen Kombination aus einer starken Samenernte und günstigem Wetter während der nächsten Wachstumsperiode ist. Bodenbeschaffenheit, Pflanzenkonkurrenz und Saatbettbedingungen sind weitere Faktoren, die das Überleben der jungen Setzlinge beeinflussen (13). Die Keimung der Gelbkiefer erfolgt epigäisch (31). Feuchtigkeitsstress verringert die Keimung der Samen sowie das Überleben und Wachstum der ersten Sämlinge. In einer Studie in Arizona nahmen Samenkeimung, Wurzel-durchdringung, Wurzeltrockengewicht und Keimblattlänge ab, wenn der Stress über 0,7 MPa (7 bar) stieg (55). Ältere Keimlinge sind jedoch in der Lage, mit begrenzter Feuchtigkeit zurechtzukommen, indem sie die Transpiration reduzieren und ihr Wurzelsystem kräftig ausbauen. Die Transpirationsrate sinkt bei einem Bodenwasserpotenzial von -0,1 bis -0,2 MPa (-1 bis -2 bar). Bei -1,0 MPa (-10 bar) beträgt die Transpirationsrate nur noch 12 Prozent des Maximums (37). Die Gelbkiefer ist in der Lage, in relativ trockenen Böden Wurzeln zu bilden. Baumschulpflanzen, die im Januar in Kalifornien gepflanzt wurden, wiesen selbst bei einem Wasserpotenzial von weniger als -0,9 MPa (-9 bar) eine beträchtliche Wurzel-ausdehnung auf (62), und im Südwesten überlebten sie, zumindest für kurze Zeit, Wasserpotenziale von weniger als -8,0 MPa (-80 bar) (24). Die Bedeutung der konkurrierenden Vegetation als Hindernis für das frühe Überleben und die Entwicklung junger Sämlinge wurde eindeutig nachgewiesen. In Zentral-Idaho blieb die Bodenfeuchte auf Flächen ohne konkurrierende Vegetation während der gesamten Vegetationsperiode in einer Tiefe von weniger als 15 cm über dem Welkepunkt, während sie auf den meisten bewachsenen Parzellen auf oder unter diesen kritischen Punkt fiel (13). Auf lehmigen Böden in den White Mountains in Arizona ist Trockenheit normalerweise keine wichtige Variable für das Überleben von Sämlingen über das zweite Lebensjahr hinaus, es sei denn, es gibt eine Grasdecke (30). Der Anteil an Strauchbewuchs reduzierte das Höhen- und Durchmesserwachstum von Gelbkiefern, die in Nordkalifornien gepflanzt wurden (43); ähnliche Wachstumseinbußen wurden für Bestände in Oregon berichtet (4). (Q<sup>1</sup>)

Naturverjüngung: Normalerweise sehr gering. Ausreichende Fruktifizierung in 8-jährigen Zyklen [1], in denen mehr als 850.000 Samen pro Hektar verbreitet werden können (Foiles und Curtis (1965) zitiert nach [1]). Keimfähige Samen sind am besten an Bäumen zwischen 60 und 160 Jahren zu finden. Die Samen werden im November verbreitet und die Keimung ist von warmer Temperatur und aus reichender Feuchtigkeit in der folgenden Vegetationszeit abhängig. Junge Sämlinge (innerhalb des ersten Lebensjahrs) sind anfällig gegenüber Frost und starker Hitze. Wegen ihrer Intoleranz gegenüber Schatten sind Mosaik gleichaltriger Bäume zu finden [1]. Lücken größer als 300 m können die Verjüngung der Gelbkiefer durch das Vorkommen von Konkurrenzvegetation beeinträchtigen [7]. (Q<sup>2</sup>)

Mineralbodenkeimer: Ja [9]. (Q<sup>2</sup>)

Bei 12- bis 16-jährigen *P. ponderosa*-Bäumen im nördlichen Teil des Verbreitungsgebiets werden die Samenzapfen im Mittel- bis Spätsommer gebildet und differenzieren sich im September bis Oktober (Eis et al. 1983, Owens und Blake 1985). Die Bestäubung erfolgt zwischen April und Juni des folgenden Jahres, und die Entwicklung der Pollenschläuche und Samenanlagen beginnt und dauert bis zum Hochsommer. Die Entwicklung wird im nächsten Frühjahr fortgesetzt, die Befruchtung findet statt, und die Samen reifen bis zum Herbst. Dieser lange (26- bis 27-monatige) Reproduktionszyklus mit Initiierung, Differenzierung, Bestäubung, Befruchtung sowie Embryo- und Samenentwicklung bietet ein großes Zeitfenster für eine komplexe Vielfalt potenziell interagierender Faktoren, die eine Rolle bei der Häufigkeit der Zapfenproduktion von *P. ponderosa* und der Menge der produzierten Samen spielen (Roeser 1941, Puritch und Vyse 1972, Eis et al. 1983, Owens und Blake 1985, Eremko et al. 1989). Die Produktion von Samenzapfen bei *Pinus ponderosa* ist variabel, wobei drei große Kategorien von Faktoren dazu beitragen: Unterschiede zwischen (1) Jahren, (2) Standorten und (3) einzelnen Bäumen. In vielen Jahren werden überhaupt keine Zapfen produziert, in anderen Jahren dagegen sehr viele, und zwar an mehr als der Hälfte des Bestandes (McDonald 1992). In seinem gesamten Verbreitungsgebiet treten diese reichlichen Ernten etwa alle 3 bis 8 Jahre auf (Roeser 1941, Fowells und Schubert 1956, Larson und Schubert 1970, Boldt und van Deusen 1974, Dahms und Barrett 1975, Eis et al. 1983). Die Unterschiede in der Zap-

fenproduktion zwischen den Standorten innerhalb eines Gebietes sind nicht so variabel, wobei einige Standortunterschiede nur geringfügig signifikant sind (Daten von Dale und Schenk 1978) und andere überhaupt nicht signifikant sind (Daten von Linhart 1988). Innerhalb der Standorte können die Unterschiede in der Zapfenproduktion zwischen den Bäumen auffällig sein, wobei einige Bäume durchweg große Produzenten sind (Linhart und Mitton 1985). Die 27-monatige Entwicklung eines samentragenden Zapfens bietet viele Möglichkeiten zur internen Regulierung der Samen- und Zapfenproduktion durch Zapfen-, Eizellen- oder Embryoabortion. Obwohl die Zapfenbestände von *P. ponderosa* durch eine Kombination aus physiologischen Störungen und Insektenschäden dezimiert werden können, können ungeklärte Zapfenaborte bis zu 66 % der Eizellen daran hindern, Samen zu bilden (Pasek und Dix 1988). Gute Jahre für die Zapfenbildung sind auch gute Jahre für die Samenbildung: Über einen Zeitraum von 24 Jahren wurden in Jahren mit starker Zapfenbildung mehr gefüllte Samen als ungefüllte Samen produziert (McDonald 1992). Es gibt eine Studie über Faktoren, die mit dem Abbruch von Eizellen in Verbindung stehen, allerdings wurde sie an einer Verwandten von *Pinus ponderosa* durchgeführt (Karkkainen et al. 1999). Bei *P. sylvestris* brachen 76 % der experimentell selbstbestäubten Eizellen ab, verglichen mit 26,5 % bei fremdbestäubten und 30 % bei natürlich bestäubten Eizellen. Bei natürlich bestäubten Samen waren mütterliche genetische Unterschiede für 29 % der Variation bei den Aborten verantwortlich (Karkkainen et al. 1999). Leider wurden keine Messungen der Auswirkungen von Umweltvariablen durchgeführt. Es wird angenommen, dass die Abortion von Samenanlagen mit Selbstbestäubung, Temperatur, Konkurrenz, Krankheiten oder Insektenbefall zusammenhängt (Owens und Blake 1985, Karlsson 2000). Überdurchschnittlich hohe Temperaturen während der Zapfenbildung bei *P. ponderosa* wurden mit einer überdurchschnittlichen Zapfenproduktion in Verbindung gebracht. Über einen Zeitraum von 23 Jahren lag in Kalifornien immer dann, wenn die Gesamtdurchschnittstemperaturen im April und Mai über oder unter dem Durchschnitt lagen, die Zapfenernte 27 Monate später ebenfalls über bzw. unter dem Durchschnitt (Maguire 1956). In ähnlicher Weise korrelierten in Whitman County, Washington, größere Zapfenernten von 8 Bäumen über 7 Jahre mit überdurchschnitt-

lich hohen Temperaturen von Juni bis September 2 Jahre zuvor (Daubenmire 1960). Es gibt vereinzelte Hinweise darauf, dass sich kalte Temperaturen negativ auf die Zapfenernte von *P. ponderosa* auswirken (Maguire 1956, Schubert 1974, Barrett 1979, Owens und Blake 1985), wobei Temperaturen unter dem Gefrierpunkt im späten Frühjahr die Zapfen des zweiten Jahres abtöten (Maguire 1956, Sorensen und Miles 1974). Die Pollenzapfen von *P. ponderosa* sind weniger anfällig für Frost (Roeser 1941), ebenso wie die Zapfen anderer Kiefernarten wie *P. contorta* (Sorensen und Miles 1974). Die negativen Auswirkungen kalter Temperaturen unterstreichen, wie das Wetter zu einem beliebigen Zeitpunkt während des 27-monatigen Fortpflanzungszyklus von *P. ponderosa* die Auswirkungen des Wetters zu einem anderen Zeitpunkt aufheben oder verstärken kann (Daubenmire 1960). Es gibt nur wenige Informationen über die spezifischen Auswirkungen der Feuchtigkeit auf die Zapfenbildung bei *P. ponderosa*, und die Ergebnisse von anderen Arten sind widersprüchlich und werden oft durch andere Faktoren beeinträchtigt (Owens und Blake 1985). So besteht zum Beispiel eine positive Korrelation zwischen geringen Niederschlägen in den Frühlings- und Sommermonaten, wenn die Zapfenbildung einsetzt, und der anschließenden Zapfenproduktion, doch geht die geringe Feuchtigkeit oft mit hohen Temperaturen und starker Sonneneinstrahlung einher (Owens und Blake 1985). Anekdotische Hinweise deuten darauf hin, dass die Knospenbildung bei *P. ponderosa* von trockenen Sommern profitiert (Eis et al. 1983, Eremko et al. 1989). Die Bewässerung im Frühjahr in Verbindung mit dem Entzug von Feuchtigkeit im Sommer führte bei *P. taeda* zu größeren Zapfenbeständen als bei den Kontrollen (Dewers und Moehring 1970). Im Allgemeinen steigt die Produktivität, einschließlich der Produktion von Samenzapfen, mit einer Abnahme der Bestandsdichte. Bei einem Vergleich von 12 Standorten in Idaho war die Samenproduktion negativ mit der Dichte sowohl von *P. ponderosa* ( $r_s = -0,80$ ,  $P = 0,0034$ ) als auch aller Bäume ( $r_s = -0,67$ ,  $P = 0,017$ ; Daten von Dale und Schenk 1978; Spearman-Rangkorrelation [SAS 1990]) verbunden. In ähnlicher Weise zeigten 4 Blöcke mit unterschiedlichen Stammdichten von *P. ponderosa* in Arizona eine gleichzeitige Variation in der Zapfen- und Samenproduktion ( $r_s = -1,0$ ,  $P < 0,0001$ ; Daten von Heidmann 1983). Unterschiede im Zapfenertrag in Abhängigkeit von der Bestandsdichte werden

seit vielen Jahrzehnten beobachtet, wobei einzelne *P. ponderosa*-Bäume in "dichten" Beständen durchschnittlich 24,7 l Zapfen produzieren, in "mittleren" Beständen 38,8 l und in "offenen" Beständen 63,4 l (Pearson 1912). Wenn *P. ponderosa*-Bestände durchforstet werden, nimmt der Stammdurchmesser der freigelassenen Bäume durchweg zu (Schubert 1974, Martin 1988, Feeney et al. 1998); dies gilt auch für ältere Exemplare mit einem Alter von über 150 Jahren (Latham und Tappeiner 2002). Die Reaktionen des Stammdurchmessers auf Veränderungen der Stammdichte sind konsistent und wurden bei *Pinus resinosa* vorhersehbar modifiziert (Laroque 2002). Der Stammdurchmesser steht in ständigem Zusammenhang mit der Zapfenproduktion und die Wachstumsreaktion auf eine Durchforstung kann groß sein: *P. ponderosa*-Bestände im Südwesten, die von 48,21 m<sup>2</sup> auf 6,89 m<sup>2</sup> Grundfläche · ha<sup>-1</sup> durchforstet wurden, wuchsen im Durchmesser fünfmal schneller als solche in nicht durchforsteten Beständen (Schubert 1974). Da Bäume mit größerem Durchmesser die meisten Zapfen produzieren, könnte eine erhöhte Zapfenproduktion ein längerfristiger Vorteil der Durchforstung sein. Bei einem Vergleich von 12 Standorten in Idaho war die Samenproduktion negativ mit der Dichte der *P. ponderosa* ( $r_s = -0,80$ ,  $P = 0,0034$ ) und aller Bäume ( $r_s = -0,67$ ,  $P = 0,017$ ; Daten von Dale und Schenk 1978; Spearman-Rangkorrelation [SAS 1990]) verbunden. In ähnlicher Weise zeigten 4 Blöcke mit unterschiedlichen Stammdichten von *P. ponderosa* in Arizona eine gleichzeitige Variation in der Zapfen- und Samenproduktion ( $r_s = -1,0$ ,  $P < 0,0001$ ; Daten von Heidmann 1983). Unterschiede im Zapfenertrag in Abhängigkeit von der Bestandsdichte werden seit vielen Jahrzehnten beobachtet, wobei einzelne *P. ponderosa*-Bäume in "dichten" Beständen durchschnittlich 24,7 l Zapfen produzieren, in "mittleren" Beständen 38,8 l und in "offenen" Beständen 63,4 l (Pearson 1912). Wenn *P. ponderosa*-Bestände durchforstet werden, nimmt der Stammdurchmesser der freigelassenen Bäume durchweg zu (Schubert 1974, Martin 1988, Feeney et al. 1998); dies gilt auch für ältere Exemplare mit einem Alter von über 150 Jahren (Latham und Tappeiner 2002). Die Reaktionen des Stammdurchmessers auf Veränderungen der Stammdichte sind konsistent und wurden bei *Pinus resinosa* vorhersehbar modifiziert (Laroque 2002). Der Stammdurchmesser steht in ständigem Zusammenhang mit der Zapfenproduktion

(siehe nachstehenden Abschnitt über Baumgröße, -alter und -dominanz), und die Wachstumsreaktion auf eine Durchforstung kann groß sein: *P. ponderosa*-Bestände im Südwesten, die von 48,21 m<sup>2</sup> auf 6,89 m<sup>2</sup> Grundfläche · ha<sup>-1</sup> durchforstet wurden, wuchsen im Durchmesser fünfmal schneller als solche in nicht durchforsteten Beständen (Schubert 1974). Da Bäume mit größerem Durchmesser die meisten Zapfen produzieren, könnte die erhöhte Zapfenproduktion ein längerfristiger Vorteil der Durchforstung sein. Wenn *P. ponderosa*-Bestände durchforstet werden, nimmt die photosynthetisch aktive Strahlung zu (Riegel et al. 1992), und die anschließende Erhöhung der Samenproduktion wird häufig auf das erhöhte Licht zurückgeführt (Sprague et al. 1979). Belege von anderen Pinus-Arten als *P. ponderosa* deuten darauf hin, dass eine Zunahme des Lichts zu einer Steigerung der Zapfenproduktion führt, entweder für ganze Bäume (*P. sylvestris*; Sarvas 1962) oder für einzelne Zweige (*P. banksiana*; Despland und Houle 1997). Anekdotische Hinweise deuten darauf hin, dass *P. ponderosa* in ähnlicher Weise vom Licht abhängig ist (Pearson 1912). Darüber hinaus zeigten Veränderungen in der Kronenlage der Zapfenproduktion nach der Durchforstung des Bestandes eine örtliche Abhängigkeit vom Licht; *P. sylvestris*-Bäume in einem geschlossenen Bestand produzierten 40 % der Zapfen in den oberen 2 m der Krone, und 7 Jahre nach der Durchforstung sank diese Zahl auf 15 %, wobei ein größerer Anteil der Zapfen an den unteren Ästen produziert wurde, die nun dem Licht ausgesetzt waren (Karlsson 2000). Diese Art von lokalen Veränderungen in der Zapfenproduktion, die auf das Licht zurückzuführen sind, sind bessere Indikatoren für die Bedeutung des Lichts als die Reaktionen des gesamten Baums, da die Ausdünnung des Bestands auch die Mittagstemperaturen beeinflusst (Riegel et al. 1992). Nährstoffverfügbarkeit und Düngemittel - Die Auswirkungen einer erhöhten Nährstoffzufuhr, entweder durch Zusatz oder als Folge einer Ausdünnung, sind nicht so eindeutig wie die Auswirkungen von mehr Licht. Häufig kommt es zu einer verbesserten Blüte und Samenproduktion bei *Pinus*, wenn die Düngung mit Ausdünnung, Bewässerung oder Entkernung kombiniert wird (Puritch und Vyse 1972, Owens und Blake 1985). Zum Beispiel steigerten *P. taeda*-Klone die Produktion von Samenzapfen bei einer kombinierten Bewässerungs- und Düngungsbehandlung viel stärker als bei einer

der beiden Behandlungen allein (Sprague et al. 1979, Gregory et al. 1982). Die alleinige Zugabe von Stickstoff zu durchforsteten Beständen von *P. sylvestris* führte zu einem Anstieg der Stammholzproduktion, die Zapfenproduktion war jedoch geringer als bei den Kontrollen (Valinger 1993). Die Zugabe von P zusammen mit N in drei Konzentrationsstufen zu einem durchforsteten, gleichaltrigen, 55 Jahre alten *P. ponderosa*-Bestand in der Nähe von Flagstaff, Arizona, führte zu einem linearen Anstieg der Zapfenproduktion (Heidmann 1984). Die Anzahl der Bäume, die Zapfen trugen, war bei den Behandlungen mit hohem Dünger Gehalt stets am höchsten, und zwar signifikant höher im Jahr 4 ( $P < 0,025$ ) und geringfügig höher im Jahr 5 ( $P < 0,1$ ) einer sechsjährigen Studie. Der Versuchszeitraum umfasste drei einigermaßen gute Doldenkulturen, wobei die Produktion in diesen Jahren schon früh mit der Düngermenge zusammenhing ( $P < 0,05$ ). Während dieses Zeitraums wurden auf Bäumen, die mit der hohen Düngermenge gedüngt wurden, viermal mehr Zapfen produziert als in den ungedüngten Kontrollen (Heidmann 1984). (Q<sup>4</sup>)

*Pinus ponderosa* ist in dem am stärksten befallenen Gebiet weit verbreitet und trägt zu der hohen Zahl der vorhandenen Zapfen bei. Es wird angenommen, dass diese Art invasiver ist als *P. radiata* (persönliche Mitteilung N. Westman 2005). In Newnes scheinen die *P. ponderosa*-Wildlinge tatsächlich mehr Zapfen zu produzieren. (Q<sup>5</sup>)

### Samenausbreitungsdistanz

Die Samen der Gelbkiefer verbreiten sich nicht auf natürliche Weise über weite Entfernungen. In Zentral-Oregon betrug der Samenfall in 37 m Höhe nur 22 % des Samenfalls am Westrand eines gerodeten Gebietes, und in 120 m Höhe waren es nur 8 % (3). Nahezu alle Samen sind bis Anfang November ausgebreitet. In einem guten Saatjahr können bis zu 852.050 Samen pro Hektar (345.080/acre) den Boden erreichen (19). (Q<sup>1</sup>)

### Ausbreitungsmechanismen

-

### Taxonomie

*Pinus ponderosa* Dougl. ex Laws.

### Baumwachstum und natürliche Verjüngung: Boden, Klima, Licht

Im gesamten Verbreitungsgebiet der Gelbkiefer ist die Bodenfeuchtigkeit die Variable, die das Wachstum am häufigsten einschränkt, insbesondere im Sommer, wenn die Niederschläge ausbleiben. Am Osthang der Rocky Mountains, in den Black Hills, in Utah und im Südwesten gibt es jedoch Sommerregen, obwohl im Südwesten regelmäßig nur geringe Niederschläge im Mai und Juni fallen. Im östlichen Oregon und in Washington liegt der durchschnittliche Jahresniederschlag zwischen 355 und 760 mm, davon ein Großteil als Schnee (30). Juli, August und September sind trocken; die durchschnittliche Niederschlagsmenge beträgt weniger als 25 mm (1 in). In Montana, östlich der Kontinentalen Wasserscheide, fallen in den Gelbkiefernwäldern im Jahresdurchschnitt 280 bis 430 mm Niederschlag, wobei 125 bis 250 mm in der Zeit von Mai bis August fallen (1). In den Black Hills von South Dakota beträgt der durchschnittliche Jahresniederschlag 410 bis 710 mm, wobei von Mai bis August bis zu 330 mm fallen (67). Im nördlichen Arizona fallen 150 mm der gesamten Niederschlagsmenge der Vegetationsperiode von 205 mm im Juli und August, nach der Trockenperiode von Mai bis Juni. Der Westhang der nördlichen Sierra Nevada in Kalifornien, wo die jährliche Niederschlagsmenge 1750 mm erreicht, ist möglicherweise das feuchteste Gebiet, in dem die Gelbkiefer in beliebiger Menge wächst (13). Das Ausmaß des saisonalen Niederschlagsdefizits lässt sich an den Niederschlägen im Juli und August ablesen, die in der Regel 25 mm oder weniger betragen; an manchen Orten, wie in Kalifornien, fehlen die Niederschläge im Juli und August oft ganz. Außer auf grobkörnigen Böden liefern die Sommerniederschläge wahrscheinlich nur wenig Feuchtigkeit, die für junge Setzlinge nützlich ist. Die Gesamtniederschlagsmenge in der Vegetationsperiode kann aufgrund des Verteilungsmusters wenig aussagen (13). Unabhängig vom Standort, an dem die Gelbkiefer wächst, liegen die durchschnittlichen Jahrestemperaturen zwischen 5° und 10° C und die durchschnittlichen Juli-August-Temperaturen zwischen 17° und 21° C. Die durchschnittlichen frostfreien Jahreszeiten für Gelbkiefern reichen von 90 bis 154 Tagen in Ost-Montana und Süd-Dakota (1,63) bis zu mehr als 200 Tagen in Zentral-Kalifornien. Die jährlichen Extremwerte reichen von -40° bis 43° C (40° bis 110° F). (Q<sup>1</sup>)

Die Gelbkiefer wächst auf Böden aus eisenhaltigem, metamorphem und sedimentärem Ausgangsmaterial, darunter

Quarzit, Argillit, Schiefer, Basalt, Andesit, Granit, Schlacke, Bimsstein, Kalkstein und Sandstein. Daraus ergibt sich eine Vielzahl von Bodenordnungen wie Entisole, Inceptisole, Mollisole, Alfisole und Ultisole, auf denen die Art in ihrem gesamten Verbreitungsgebiet vorkommt. Ihre Verbreitung auf trockeneren Standorten hängt eng mit dem Angebot an verfügbarer Bodenfeuchtigkeit zusammen, die wiederum mit der Bodenbeschaffenheit und -tiefe zusammenhängt (13,20,22). In Wyoming beispielsweise ist die Gelbkiefer an den unteren Grenzen des Waldes nur auf grobkörnigen Böden aus Sandstein zu finden, wo die begrenzte Feuchtigkeit leichter verfügbar ist als auf feinkörnigen Böden aus Kalkstein (27). In Oregon und Washington sind die Überlebens- und Wachstumsraten der Gelbkiefer auf grobkörnigen Sandböden höher als auf feinkörnigen Lehmböden (20). Bei 51, 75 und 78 Jahre alten Gelbkiefernbeständen, die in Montana auf grob-, mittel- und feinkörnigen Böden wuchsen, war die Wurzelentwicklung auf den mittelkörnigen Böden am stärksten und auf den feinkörnigen Böden am geringsten. Die Wurzelkonzentration war in den Böden mit mittlerer Textur gleichmäßiger, während sie in den Böden mit feiner Textur unterhalb einer Bodentiefe von 46 cm abrupt abnahm (13). Je nach Standort und Horizont der Proben schwanken die Böden zwischen pH 4,9 und pH 9,1. Der pH-Wert im Oberflächenhorizont liegt häufig zwischen 6,0 und 7,0 (13). Die für ein angemessenes Wachstum erforderlichen Stickstoff- und Phosphorkonzentrationen im Boden sind bei der Gelbkiefer im Vergleich zu den verwandten Nadelbäumen in Kalifornien - Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*), Weißtanne (*Abies concolor*), Zuckerkiefer (*Pinus lambertiana*) und Weihrauchzeder (*Libocedrus decurrens*) - niedrig. Blattkonzentrationen von 0,9 Prozent für Stickstoff und 0,08 Prozent für Phosphor markieren kritische Grenzen zwischen Nährstoffmangel und Suffizienz (42). Die Behebung von Stickstoffmangel in Beständen in Kalifornien und Zentral-Oregon hat das Volumenwachstum um 30 Prozent erhöht (50). Da der kritische Gehalt an Blattstickstoff und Phosphor bei der Gelbkiefer niedriger ist, während der frühe Biomassezuwachs im Allgemeinen größer ist, wird diese Baumart als besser geeignet angesehen, ihren Nährstoffbedarf auf Böden zu decken, die nach den Maßstäben anderer Arten unfruchtbar sind. Die Gelbkiefer kommt in Höhenlagen von Meereshöhe bis 3050 m vor. Von Norden nach Süden

wächst die Art in immer höheren Lagen und innerhalb immer engerer Höhengrenzen (1,13,20,67). In Washington reicht die Höhenlage der Gelbkiefer von Meereshöhe bis 1220 m; in den Blue Mountains im nordöstlichen Oregon von 910 bis 1520 m; im Bimssteingebiet im südlichen Zentral-Oregon von 1460 bis 2010 m; in den nördlichen Rocky Mountains von 300 bis 1830 m; in den mittleren Rocky Mountains bis 2590 m und in den südlichen Rocky Mountains bis 3050 m. In Kalifornien kommt die Gelbkiefer im Norden in Höhen von 150 bis 1070 m und im Süden in Höhen von 1610 bis 2230 m vor. (Q<sup>1</sup>)

In alten Gelbkiefernwäldern sind an den dickrindigen Stämmen häufig Brandnarben zu finden. Unkontrolliertes Feuer war vor der europäischen Kolonisierung weit verbreitet. Diese Flächenbrände verzehrten Äste, umgestürzte Bäume, die Unterholzvegetation und einige lebende Bäume. Die Brände brannten im Abstand von 1 bis 47 Jahren, die meisten im Abstand von 5 bis 20 Jahren (3). Durch Brände von geringer Intensität blieben viele Kiefernwälder offen und parkähnlich. Sie trugen auch dazu bei, dass sich die Gelbkiefer in Gebieten halten konnte, in denen tolerantere Arten die Oberhand gewonnen hätten, da Setzlinge oder größere Gelbkiefern feuerresistenter sind als viele der echten Tannen und Douglasien. Überleben und Wachstum der Gelbkiefer werden in der Regel nur wenig beeinträchtigt, wenn 50 Prozent oder weniger der Krone bei einem Brand verbrannt werden. Sechs Jahre nach einem Brand in Arizona lebten jedoch keine Pfähle und nur 5 % der sägeholzgroßen Bäume mehr, wenn mehr als 60 % der Krone zerstört worden waren (13). Geringe Baumvitalität und Kambiumschäden erhöhen die Wahrscheinlichkeit von Todesfällen. Kräftige junge Bäume haben in Einzelfällen überlebt, wenn 100 Prozent ihrer Kronen verbrannt waren. Da die Knospen durch dünne, lange Schuppen geschützt sind, führen Brände in der Spätsaison zu einer geringeren Sterblichkeit. Die fortgesetzte Anhäufung von Nahrungsreserven nach dem Ende des Durchmesserwachstums im Spätsommer erhöht ebenfalls die Fähigkeit des Baumes, Brandschäden zu widerstehen. Wenn die Kronen verbrannt werden, haben junge, schnell wachsende Bäume auf guten Standorten die besten Überlebenschancen und alte, langsam wachsende Bäume auf schlechten Standorten die schlechtesten. Schnee schädigt oft Setzlinge und größere Bäume. Das Verbiegen und Brechen von Stämmen durch ungewöhnlich nasse

Schneefälle, die die Baumkronen überlasten, kann dichte Bestände in Pfahlgröße ernsthaft schädigen (49). Die Verformung von Stämmen durch Schneedruck und -bewegung an Berghängen ist eine Bedrohung für Jungpflanzenbestände (38), insbesondere dort, wo die Gelbkiefer oberhalb ihrer optimalen Höhenlage gepflanzt wird. (Q<sup>1</sup>)

Klimatische Kennziffern: Jährlicher Niederschlag zwischen 280 und 1.750 mm; zwei Monate Trockenheit im Sommer. Jahresmitteltemperatur von 5 bis 10 °C. Kältetoleranz: -43 °C [1]. (Q<sup>2</sup>)

In Mitteleuropa sind Böden mit mittlerer Nährstoff- und Wasserversorgung geeignet [3]. Nährstoffansprüche: geringe Ansprüche [1], Kalktoleranz: keine Literatur gefunden, pH-Wert: 6 bis 7 im obersten Horizont oder 4,9 bis 9,1 abhängig von Horizont und Lage [1]. Toleranz: Niedrig [5]. Stausnässe- und Grundwassertoleranz: Niedrig [2]. Blattabbau (Streuzersetzung und Nährstoffe): Langsame Zersetzungsrate [6]. (Q<sup>3</sup>)

Dürretoleranz: Hohe Toleranz [2], obwohl Trockenheit bei Sämlingen zu niedriger Keimrate, Etablierung und reduziertem Wachstum führen kann [1]. Feueranfälligkeit: Hohe Anfälligkeit bei Sämlingen, aber hohe Resistenz bei Bäumen. Wachstum und Überleben werden wenig beeinflusst, wenn weniger als 50 % der Krone durch Feuer geschädigt werden [1]. Frosttoleranz: Widerstandsfähig gegenüber Kälte [3]. Sturmanfälligkeit: Widerstandsfähig gegenüber Wind [3], auf flach gründigen Böden können Sturmschäden aber vorkommen [5]. Schneebruch: Anfällig [1,3,5]. (Q<sup>3</sup>)

*P. ponderosa* vermeidet Trockenstress, was zum Teil auf seine starke Stomata-Kontrolle (Law et al. 2001) und sein hohes Verhältnis von Splintholz zu Blattfläche zurückzuführen ist (Pinol & Sala 2000; Martinez-Vilalta & Pinol 2004). (Q<sup>3</sup>)

Der Lebensraum der *P. ponderosa* ist im Großen und Ganzen durch kühle bis kalte Winter und warme, trockene Sommer mit Perioden längerer Trockenheit gekennzeichnet. Da *P. ponderosa* die am weitesten verbreitete Kiefer Nordamerikas ist, hängen die Dürreperioden, die während der verschiedenen Jahreszeiten in ihren Verbreitungsgebieten auftreten, vom Standort ab. Im pazifischen Nordwesten und in Kalifornien sind die Sommer typischerweise trocken, während am Osthang der Rocky

Mountains, in den Black Hills von South Dakota und im Südwesten Sommerregen üblich ist (Curtis und Lynch 1957, Hope et al. 1991, Agee 1998). Der Jahresniederschlag in der Gelbkiefernzone von British Columbia beträgt 280-500 mm (Hope et al. 1991). Das Verbreitungsgebiet der *P. ponderosa* reicht von der Nähe des Meeresspiegels in Tacoma, Washington, bis zu 250 m und 1200 m in British Columbia (Eremko et al. 1989) und bis zu mehr als 2740 m in Kalifornien, Colorado und Arizona (Curtis und Lynch 1957). (Q<sup>4</sup>)

*Pinus ponderosa* entwickelte sich mit relativ häufigen, aber wenig intensiven Bränden (Agee 1988, Arno 1988), und die Unterdrückung von Bränden in den letzten 100 Jahren hat zu einem dramatischen Anstieg der Stammdichte geführt (Harrod et al. 1999, Mast et al. 1999, Turner und Krannitz 2001). Aus der bereits durchgesehenen Literatur geht hervor, dass die Durchforstung zu einer höheren Zapfenproduktion führt, aber es gibt nur wenige direkte Daten darüber, ob das Feuer die Produktion über die Durchforstung hinaus verbessert oder nicht. Die Wirkung von Feuer auf *P. ponderosa*-Ökosysteme ist komplex und kann je nach Nährstoffstatus des Standorts, Ausgangsbedingungen des Bestands sowie Zeitpunkt und Schwere des Brandes vorteilhaft oder nachteilig sein. Die Auswirkung des Feuers auf die Zapfen- und Samenproduktion kann indirekt über die Auswirkungen auf das Wachstum beurteilt werden, da größere Bäume im Allgemeinen mehr Zapfen produzieren. In nicht durchforsteten *P. ponderosa*-Beständen wirkte sich das Feuer nachteilig auf das Wachstum der überlebenden Bäume aus (Sutherland et al. 1991, Swezy und Agee 1991), was vor allem auf die hohe Brandschwere zurückzuführen ist, die durch die Anhäufung von Brennmaterial infolge der Feuerunterdrückung verursacht wurde. Bei einem Brand in einem durchforsteten Bestand in Arizona, bei dem das Holz vor dem Brand entfernt worden war, verbesserte das Feuer die Harzproduktion im Vergleich zur durchforsteten Behandlung und zur Kontrolle (Feeney et al. 1998). Dies wurde mit einer erhöhten Resistenz gegenüber Insektenschädlingen wie dem Borkenkäfer in Verbindung gebracht (Feeney et al. 1998), was wiederum das Wachstum und die Zapfenproduktion beeinträchtigen kann. Die Auswirkung des Feuers auf die Nährstoffverfügbarkeit von *Pinus ponderosa* wird sich in der Zapfenproduktion bemerkbar machen. Sowohl in Arizona (Kaye und Hart 1998) als auch an einem nährstoffar-



men Standort in Oregon (Monleon et al. 1997) wirkte sich das Feuer nicht stärker als die Durchforstung auf den Stickstoffkreislauf aus, verringerte jedoch den Gesamtstickstoff und den Gehalt an organischer Substanz (Covington und Sackett 1984, Kaye und Hart 1998). Dies verringerte jedoch nicht die Verfügbarkeit von N für die Bäume, da, wie auch andere Studien zeigten, ein größerer Teil des Gesamt-N umgewandelt und leichter für die Aufnahme verfügbar gemacht wurde (Schoch und Binkley 1986, Knoepp und Swank 1995, Kaye und Hart 1998). Nährstoffarme *P. ponderosa*-Standorte verfügen jedoch nicht über zusätzlichen Gesamt-N, der umgewandelt werden kann, und selbst leichte Flächenbrände können sich in diesem Fall mit der Zeit nachteilig auf die Bäume auswirken (Monleon et al. 1997). (Q<sup>4</sup>)

## Ausmaß und Verbreitung

### Verbreitungsgebiet (heimisch und eingebracht)

Das Verbreitungsgebiet der Gelbkiefer erstreckt sich vom südlichen Kanada bis nach Mexiko und von den Plains-Staaten Nebraska und Oklahoma bis zur Pazifikküste. Die Pazifische Gelbkiefer (*var. ponderosa*) erstreckt sich vom 52. nördlichen Breitengrad im Fraser River Drainagegebiet im südlichen British Columbia über die Berge von Washington, Oregon und Kalifornien bis zum 33. nördlichen Breitengrad bei San Diego. Im nordöstlichen Teil ihres Verbreitungsgebiets erstreckt sie sich östlich der Kontinentalen Wasserscheide bis zum Längengrad 110° W. in Montana und südlich bis zur Snake River Plain in Idaho (1,51). Die Rocky Mountain *Ponderosa pine* (*var. scopulorum*) erstreckt sich östlich der Kontinentalen Wasserscheide vom 48. nördlichen Breitengrad im nördlichen Zentral-Montana über Nord- und Süd-Dakota, das östliche Wyoming und bis ins nördliche Zentral-Nebraska. In diesem Gebiet wächst die Gelbkiefer auf den diskontinuierlichen Bergen, Hochebenen, Canyons und Brüchen der Ebenen, wobei die größten Bestände in den Black Hills von South Dakota und Wyoming zu finden sind (51). Südlich von Wyoming erstreckt sich die Rocky Mountain *Ponderosa Kiefer* südlich auf beiden Seiten der Kontinentalen Wasserscheide, westlich nach Arizona und an den östlichen Rand des Great Basin in Nevada, östlich nach Texas westlich des Pecos River, nach New Mexico, ins äußerste nordwestliche Oklahoma, nach Colorado und ins

nördliche Mexiko (36). Innerhalb dieses weiten Verbreitungsgebiets fehlt die Gelbkiefer in einem großen Gebiet, das den Südwesten Montanas, den Westen Wyoms, den Süden Idahos und einen Teil des Great Basin umfasst (12, 61). Eine mögliche Erklärung für dieses Fehlen ist, dass die Verteilung der Niederschläge während der Sommermonate die Ansiedlung von Sämlingen verhindert, außer in höheren Lagen, wo die Art die kürzere Wachstumsaison kaum verträgt (61). Die Arizona-Kiefer (*var. arizonicu*) kommt vor allem in den Bergen im äußersten Südwesten von New Mexico, im Südosten von Arizona und im Norden von Mexiko vor (36). (Q<sup>1</sup>)

Natürliche Verbreitung: Westen von Nordamerika (vom südlichen Kanada bis Mexiko und von Oklahoma bis zur Pazifikküste) [1]; bis auf 3.050 m ü. NN [1] (Q<sup>2</sup>)

Künstliche Verbreitung: Argentinien, Chile [4] und Neuseeland [3] (Q<sup>2</sup>)

Ergebnisse aus Anbauversuchen in Süddeutschland zeigen, dass Bäume im Alter von 46 Jahren eine Höhe von 24 m und einen mittleren BHD von 28 cm erreichen können. An verschiedenen Orten in Deutschland wurde bis zum Alter von 20 Jahren dieselbe Wuchsleistung wie bei der Waldkiefer beobachtet [3]. Ergebnisse aus Brandenburg zeigen, dass danach die Gelbkiefer wüchsiger als die Waldkiefer ist. Im Alter von 112 Jahren hat die Gelbkiefer deutlich höhere Vorräte und Baumhöhen erreicht als die Waldkiefer (Insinna et al. (2006) zitiert nach [3]). Die Klima-Eignung der Gelbkiefer für den Anbau in der Schweiz wird seit 2012 untersucht [8]. Es existiert eine permanente waldwachstumkundliche Versuchsfläche an der FVA. (Q<sup>2</sup>)

Ein anderes Bild der Landnutzung findet sich im chilenischen Patagonien (XI. Región de Aysén). Dort haben vom Menschen verursachte Brände zwischen 1920 und 1960 große Waldflächen gerodet und die Böden der Erosions- und Erdbebengefahr ausgesetzt (Langdon et al., 2010; Sanchez Jardon et al., 2010). Um die Erosions- und Erdbebengefahr durch Ausnutzung der bodenstabilisierenden Wirkung von Baumökosystemen zu verringern, wurden Tausende von Hektar mit schnell wachsenden, nicht einheimischen Arten, hauptsächlich *P. contorta Dougl. ex Loud.* und *P. ponderosa Dougl. ex P. et C. Laws.* zum Schutz des Bodens bepflanzt. (Q<sup>6</sup>)

Im Gegensatz zu Zentralchile sind *P. contorta* und *P. ponderosa* am häufigsten, vereinzelt werden auch *Pseudotsuga menziesii* (Mirb) Franco und *P. sylvestris* L. gepflanzt. Die Invasion von *P. contorta* und *P. ponderosa* kann in der Umgebung von Coyhaique beobachtet werden, obwohl die meisten Pflanzungen jünger als 30 Jahre sind (Langdon et al., 2010). (Q<sup>6</sup>)

*P. ponderosa* ist ein wichtiger Waldtyp im Westen der USA (Sala et al. 2005) und hat sich von historischen Grasland-Wald-Ökotonen in angrenzendes Grasland ausgebreitet (Steinauer & Bragg 1987; Shinneman & Baker 1997). (Q<sup>4</sup>)

Das Verbreitungsgebiet von *P. ponderosa* reicht von der Nähe von 52°N im südlichen Zentrum und Südosten von British Columbia (beide Unterarten *ponderosa* und *scopulorum*) nach Osten bis Nebraska, nach Süden bis Nordmexiko (Unterart *arizonica*) und nach Westen bis zur Pazifikküste (Kral 2000). Innerhalb der pazifischen Varietät wurden 3 Rassen (Südkalifornien, Pazifik und Nordplateau) unterschieden (Conkle und Critchfield 1988). Auch innerhalb von *P. ponderosa* var. *scopulorum* gibt es 3 Rassen: Southern, Central und Northern Interior (Wells 1964). (Q<sup>5</sup>)

## Auswirkungen

### Einfluss auf Biodiversität und Ökosystemmuster und Prozesse

-

### Hybridisierung

Natürliche Kreuzungen von Gelbkiefern mit Jeffrey-Kiefern wurden in Kalifornien beobachtet, wo sich ihre Verbreitungsgebiete überschneiden, sind aber selten. Wo die beiden Arten im selben Bestand wachsen, schränken unterschiedliche Blütezeiten und andere Fortpflanzungshindernisse die Kreuzung ein (II). Die Gelbkiefer kreuzt sich mit *Pinus montezumae* und *P. arizonica* und selten mit *P. engelmannii* (45). Introgressive Hybridisierung wurde mit *E. washoensis* beobachtet. Neben den natürlichen Hybriden wurden auch künstliche Kreuzungen mit einer Reihe anderer harter Kiefernarten, darunter *P. durangensis*, erzielt. (Q<sup>1</sup>)

### Verdrängung einheimischer Arten: Veränderungen im Lebensraumangebot für einheimische Taxa

In beiden Untersuchungsregionen ist ein starker negativer Einfluss der Plantagenforstwirtschaft auf die pflanzliche Artenvielfalt zu beobachten. Der Artenreichtum geht zurück, ebenso die Zahl der einheimischen Arten - und in Zentralchile auch die der endemischen Arten. Für die meisten dieser Arten bieten die Pinus-Plantagen keinen alternativen Lebensraum, viele Arten sind möglicherweise vom Aussterben bedroht. Es wurden keine Lebensraumspezialisten gefunden, die ausschließlich in Plantagen vorkommen. (Q<sup>6</sup>)

### Verdrängung einheimischer Arten: Konkurrenz mit einheimischen Arten

-

### Verdrängung einheimischer Arten: Potenzial zur Etablierung einer dauerhaften Population

-

### Schädlinge und Krankheitserreger: Wahrscheinlichkeit der Erhöhung des Risikos von Krankheitsausbrüchen

Kaninchen und Hasen verletzen oder töten viele Setzlinge, und Beutelratten sind besonders zerstörerisch. In Gebieten, in denen die Populationen von Beutelratten hoch sind, können alle Sämlinge und viele Setzlinge zerstört werden. Eichhörnchen und Stachelschweine greifen Setzlinge und stangengroße Bäume an und verformen die Stämme, von denen sie sich ernähren, obwohl sie diese selten töten. Wiederholter Wildverbiss hat die Sämlinge für 50 Jahre oder länger verkümmern lassen (13,55). In Ermangelung von Vorschriften haben Schafe und Rinder die Vermehrung durch Zertrampeln, Einstreuen und gelegentliches Verbrechen beeinträchtigt (13). Mindestens 108 Insektenarten befallen *P. ponderosa* var. *ponderosa*, und 59 Arten befallen *P. ponderosa* var. *scopulorum* (13). Die schädlichsten der baumzerstörenden Insekten sind mehrere *Dendroctonus*-Arten. Die Bäume sterben durch die kombinierte Wirkung eines durch den Käfer übertragenen Bläuepilzes und eines umfangreichen Larvenfraßes am Phloem. Der Westliche Kiefernkäfer (*D. breuicomis*) ist eine häufige Ursache für das Absterben überalterter, dekadenter Bäume im Verbreitungsgebiet der Gelbkiefer von Baja California bis nach Oregon, Washington, Westkanada, Idaho und Westmontana. Bei Epidemien werden jedoch auch scheinbar gesunde, kräftige

Bäume getötet. In den Dürrejahre der 1930er Jahre waren die Verluste durch den Kiefernprachtkäfer im pazifischen Nordwesten so groß, dass viele Förster um den Fortbestand der Kiefernbestände fürchteten. Der Bergkiefernkäfer (*D. ponderosae*) ist der zerstörerischste und aggressivste Feind in den zentralen und südlichen Rocky Mountains. Während des Ausbruchs 1894-1908 in den Black Hills von South Dakota tötete dieses Insekt zwischen 5,7 und 11 Millionen m<sup>3</sup> Gelbkiefern (13). Das Absterben von Bäumen durch *D. ponderosae* hat im Pazifischen Nordwesten mit der Umwandlung von Altbeständen in Jungbestände zugenommen. Es wird angenommen, dass eine hohe Bestandsdichte die Vitalität einiger größerer Bäume in einem Bestand verringert und daher ein wesentlicher Faktor für das Auftreten von Borkenkäferausbrüchen ist. *D. ad junctus*, *D. approximatus* und *D. valens* sind weitere Arten der Gattung, die häufig Gelbkiefern töten. Unter den Borkenkäfern sind die Zps-Arten nach *Dendroctonus* die zweitgrößten Zerstörer (21). Zps kommen in allen Beständen natürlich vor, wo sie in der Regel in Holzabfällen brüten. In reichlich anfallenden Abfällen aus der Forstwirtschaft können Zps bei explosionsartigen Populationen wüchsige Gelbkiefern mit einem Stammdurchmesser von bis zu 66 cm abtöten. Es wurden elf Zps-Arten gefunden, die Gelbkiefern angreifen. Davon haben *I. Zatidens*, *Z. emarginatus*, *I. pini*, *I. lecontei* und *I. paraconfusus* die größten Auswirkungen. Mehrere Insekten fressen Knospen und Triebe, vor allem von jungen Bäumen. Die Bäume werden zwar selten getötet, aber bei starkem Befall in ihrem Wachstum gehemmt. Die Kiefernspinner (*Rhyacionia* spp.) und die Pechmücke (*Cecidomyia piniinopis*) töten die von ihnen gefressenen Knospen und Triebe. Ein noch heimtückischerer Schädling, der bis vor kurzem übersehen und überschätzt wurde, ist der Westliche Kieferntriebbohrer (*Eucosma sonomana*) (21). Die Larven dieser Art bohren sich in das Mark der Endtriebe, wodurch diese verkümmern, aber nur selten absterben. Potentiell robustere Triebe werden eher befallen als schwächere Triebe. Dementsprechend unterschätzt ein direkter Vergleich der Länge befallener und nicht befallener Triebe den tatsächlichen Wachstumsverlust. In einer Studie wurde jeder von einer Larve befallene Endtrieb, der sich bis zur Reife entwickelte, in diesem Jahr um mehr als 25 % gekürzt (59). Der in Kalifornien und vermutlich auch in Oregon

beheimatete Pinienreproduktionskäfer (*Cylindrocopturus eatoni*) kann eine Bedrohung für langsam wachsende Plantagen darstellen. Seine Auswirkungen haben jedoch mit der Verbesserung des Pflanzmaterials und der Bekämpfung konkurrierender Vegetation abgenommen. Entlaubende Insekten wie der Kiefernschmetterling (*Neophasia menapia*) und der Pandorafalter (*Coloradia pandora*) verursachen regelmäßig großflächige Schäden. Die Kiefernadelminiermotte (*Zelzeria haimbachi*) kann in jungen Beständen örtlich schwerwiegend sein. Die Zwergmistel (*Arceuthobium vaginatum* ssp. *vaginatum* im Südwesten und *A. campylopodium* in Kalifornien und im Nordwesten) ist die am weitesten verbreitete Krankheit der Gelbkiefer und kommt nur in den Black Hills vor (25). Besonders verheerend scheint sie im Südwesten zu sein, wo sie Bäume auf etwa einem Drittel der kommerziellen Anbauflächen befällt. Im Fort Valley Experimental Forest im Norden Arizonas hat die Zwergmistel bis zu 36 Prozent der Todesfälle verursacht (55). Bei Bäumen, die nicht abgetötet werden, ist der Parasit für einen erheblichen Wachstumsverlust verantwortlich, vor allem in der Höhe, und er kann die Lebensfähigkeit der Samen um bis zu 20 Prozent verringern. Im Nordwesten hat *A. campylopodium* nur geringe Auswirkungen auf kräftige, junge Bäume, da das Höhenwachstum in der Regel seine Ausbreitung nach oben übersteigt und der Parasit in die untere Krone verdrängt wird (5). Mehrere Krankheiten befallen die Wurzeln der Gelbkiefer. Die Schwarzfleckenkrankheit [*Leptographium* (syn. *Verticicladiella*) *wageneri*] verursacht eine diffuse dunkle Verfärbung des Wurzelholzes und tötet die Wurzeln ab (6). *Heterobasidion unnosum* verursacht eine heimtückische, tödliche Wurzelkrankheit, die durch Sporen aus der Luft auf die Oberfläche von frisch geschnittenen Stümpfen übertragen wird. *Heterobasidion unnosum* und *L. wageneri* töten Bäume jeden Alters und führen in der Regel zu einem Gruppensterben, das manchmal mit dem Wirken von Borkenkäfern verwechselt wird, die häufig sekundäre Eindringlinge sind. *Armillaria* sp., die früher als Schwachwurzel- und Stumpftöter angesehen wurden, verursachen eine erhöhte Sterblichkeit in jungen Plantagen und ausgedünnten Beständen, wo sich die Krankheit in abgestorbenen Wurzelsystemen ansammeln kann (3). Aktive Infektionszentren von *L. wageneri* und *H. annosum* breiten sich etwa 1 m pro Jahr aus. Bei *Armillaria* SP ist die Ausbreitungsrate in der Regel geringer.

Die schädlichste Herzfäule in den südlichen Rocky Mountains und den Black Hills ist die westliche Rotfäule, die durch *Dichomitus squalens* verursacht wird (25). Sie ist eine der Hauptursachen für den Verlust von gesundem Holz in kommerziellen Beständen. Da Gelbkiefern, die älter als 100 Jahre sind, wesentlich größere Schäden aufweisen, dürften kürzere Umtriebszeiten einen Großteil der Herzfäule beseitigen. *Phellinus pini* ist die wichtigste Herzfäule in den Pazifikküstenstaaten. Der Nadelpilz *Elytroderma deformans*, der im gesamten Verbreitungsgebiet der Gelbkiefer vorkommt, ist die schwerwiegendste Laubkrankheit (6). Sie ist einzigartig unter den Nadelpilzen, da sie mehrjährig ist und die Wirtszweige infizieren kann, was es ihr ermöglicht, ihre Populationen auch unter ungünstigen Umweltbedingungen zu erhalten. Obwohl er weniger zerstörerisch ist, als das alarmierende Erscheinungsbild der befallenen Bäume vermuten lässt, kann er das Wachstum verlangsamten und Bäume von Sägeholzgröße töten. Borkenkäfer greifen infizierte Bäume sofort an. Schwere Schäden durch *E. deformans* wurden aus dem Ochoco National Forest in Oregon gemeldet, wo zwischen 1946 und 1950 555.900 m<sup>3</sup> (98.148.000 fbm) absterbender und toter Bäume entfernt wurden (13). Mehrere Roste des *Cronartium coleosporioides*-Komplexes sind für die Gelbkiefer schädlich. Lokal, vor allem im Südwesten, befällt der Gliederrost (*Peridermium filamentosum*) die mittleren oder oberen Kronen der Bäume und tötet bei seiner Ausbreitung die Äste in beide Richtungen (46). Der Westliche Gallenrost (*Endocronartium harhnessii*) befällt die Gelbkiefer von den Black Hills bis zum pazifischen Nordwesten (25). Er befällt alle Altersklassen und führt zu runden und birnenförmigen Gallen, Verformungen und Stammläsionen. Junge Bäume können abgetötet werden. Der Comandra-Blasenrost (*Cronartium comandrae*) kommt in allen Staaten westlich der Rocky Mountains vor, am häufigsten jedoch in Kalifornien, Idaho, Montana, Utah und Wyoming. Er verursacht ein vereinzelt Absterben in gut bestockten Jungbäumen und kleinen Pfahlbeständen. In ausgedünnten Beständen kann die Krankheit jedoch erhebliche Schäden verursachen (3). Die Luftverschmutzung ist eine zunehmende und ärgerliche Ursache für Blattschäden an der Gelbkiefer. Ozon ist der pflanzenschädigende Hauptbestandteil der photochemischen oxidierenden Luftverschmutzung. Die Ozonkonzentration ist so hoch, dass sie Schäden in der Nähe der

Grenzen von Lufteinzugsgebieten und in der im Sommer vorherrschenden Abwindrichtung von dicht besiedelten Gebieten verursacht. Da die Gelbkiefer, insbesondere die *var. ponderosa*, empfindlich ist und in der Nähe stark verschmutzter Gebiete wächst, können die Ozonschäden groß sein. Typische Schäden sind chlorotische Flecken, die mit einem vorzeitigen Abwurf der alten Nadeln einhergehen (6). Mäßig oder stark geschädigte Bäume werden häufiger von Borkenkäfern und der Wurzelkrankheit *Heterobasidion annosum* befallen (28). (Q<sup>1</sup>)

Pilze: *Letographium wagneri*, *Heterobasidion annosum* (Wurzelschwamm) und *Armillaria* spp. (Hallimasch) können die Wurzeln befallen [1] und sich schnell ausbreiten [3]. *Dichomitus squalens* und *Phellinus pini* rufen Kernfäule hervor. Der Nadelpilz *Elytroderma deformans* befällt die Blätter und kann große Bäume töten oder den Befall durch Käferarten begünstigen [1]. Rostpilzarten schädigen auch die Gelbkiefer, aber es gibt resistente Herkünfte [3]. In Neuseeland zeigte die Varietät *ponderosa* die beste Resistenz gegen *Mycosphaerella* (Burdon und Low (1991) zitiert nach [3]), und in Deutschland zeigte dieselbe Varietät bessere Resistenz gegenüber der Triebspitzenkrankheit (*Gremmeniella abietina*) (Stephan 1977 zitiert nach [3]). Der Befall von *Dothistroma*-Nadelbräune, die durch *Mycosphaerella pini* und *Dothistroma pini* verursacht wird, wurde 2014 in Baden-Württemberg erstmalig beobachtet [17] und kommt auch in den USA vor, wo Schäden mit hoher Luftfeuchtigkeit korreliert sind [2]. Insekten: Zahlreiche Insektenarten befallen die Gelbkiefer (108 bei *P. ponderosa var. ponderosa* und 59 bei *P. ponderosa var. scopulorum*). Besonders anfällig sind gestresste Bäume in dichten Beständen. Sehr wichtige Schädlinge, die Bäume töten können, sind Borkenkäfer der Gattungen *Dendroctonus* spp. (am bedrohlichsten der Bergkiefernkäfer - *Dendroctonus ponderosae*) und *Ips* spp. Der Käfer *Conophthorus monophyllae* und der Zünsler *Dioryctria* sp. befallen Zapfen und Samen [1]. Sonstige Risiken: Befall mit Zwergmisteln (*Arceuthobium* spp.) kann reduziertes Wachstum auf bedeutender Fläche verursachen [1]. Herbivoren/Verbissempfindlichkeit: Hohe Empfindlichkeit gegenüber Verbiss [1]. Bei Sämlingen kann Mäusefraß auftreten [2]. (Q<sup>2</sup>)

Die einheimischen Kiefern Nordamerikas beherbergen mindestens 1111 Insektenarten, und *Pinus ponderosa* beherbergt 367 von

ihnen, die meisten aller Kiefern (de Groot und Turgeon 1998). Neun Arten sind mit Pollenzapfen und 35 Arten mit Samenzapfen assoziiert (de Groot und Turgeon 1998). Auch andere Insekten, die nicht auf Zapfen spezialisiert sind, können die Produktion beeinträchtigen, indem sie die Bäume schwächen oder ganz abtöten (z. B. Kiefernbiene, *Dendroctonus spp.*; Curtis und Lynch 1957, Oliver und Ryker 1990, de Groot und Turgeon 1998). Während Pollenzapfeninsekten relativ harmlos sein können (Hedlin et al. 1980), können Samenzapfeninsekten in manchen Jahren große Anteile der Zapfenkulturen zerstören (Larson und Schubert 1970, de Groot und Turgeon 1998). Der Zapfenwurm *Doryctria auranticella* (Grote) beispielsweise tötete 80 % der Zapfen von *P. ponderosa* im Inneren von British Columbia (Ross und Evans 1957) und im Norden Arizonas (Blake et al. 1989) und bis zu 57 % in Idaho (Dale und Schenk 1978). An 10 Standorten im nördlichen Arizona reichte die Schädigung der Samen durch alle Schadinsekten, einschließlich des Zapfenwurms, von 1 % bis zu 91 % pro Zapfen (Schmid et al. 1984). Das Überleben von Zapfen in der ersten Saison kann besonders schwierig sein: Die durchschnittliche Überlebensrate betrug nur 19,5 %, und 76,8 % der Zapfen überlebten ein zweites Jahr (Pasek und Dix 1988). Wie bei den Insekten gibt es auch bei *Pinus ponderosa* zahlreiche Krankheiten, die die Zapfenproduktion direkt oder indirekt durch Beeinträchtigung der Baumgesundheit verringern können. Die Zwergmistel, *Arceuthobium spp.*, ist die am weitesten verbreitete Krankheit der *P. ponderosa* und verursacht die meisten Schäden (Oliver und Ryker 1990). Im Südwesten hat sie sich als besonders verheerend erwiesen und ist mitunter für eine erhebliche Sterblichkeit verantwortlich (Schubert 1974). Bei den Bäumen, die überleben, beeinträchtigt der Parasit das Baumwachstum und verringert die Samenproduktion und die Lebensfähigkeit der Samen (Schubert 1974, Hawksworth und Shaw 1988, Harrington und Wingfield 1998). *Elytroderma deformans* ist die schwerwiegendste Blattkrankheit von *P. ponderosa* und kann das Wachstum von ausgewachsenen Bäumen verlangsamen und sie gelegentlich sogar zum Absterben bringen. Auch Borkenkäfer können befallene Bäume schnell angreifen, die dann, wie von *Arceuthobium* befallene Bäume, charakteristische Hexenbesen entwickeln (Curtis und Lynch 1957, Oliver und Ryker 1990, Harrington und Wingfield 1998). Zu den anderen Krankheitserregern, die *P. ponderosa* erheb-

lich beeinträchtigen, gehören *Armillaria*-Arten und eine Vielzahl von Parasiten, Krebsgeschwüren, Wurzelkrankheiten, Herzfäule, Blattkrankheiten, Fäule und Rost (Oliver und Ryker 1990), von denen viele von der Brandbekämpfung sowie von den bei der Durchforstung und Ernte übrig gebliebenen Stümpfen profitiert haben (Harrington und Wingfield 1998). Krankheiten können bei höheren Bestandsdichten häufiger auftreten; bei *P. sylvestris* erhöhte eine höhere Bestandsdichte die Anfälligkeit für einen Krebs (Niemela et al. 1992). Eichhörnchen (*Tamiasciurus hudsonicus*, *Sciurus aberti* und *S. kaibabensis*) zerstören potenzielle Zapfenkulturen, indem sie zapfentragende Zweige kräftig abschneiden und Zapfen direkt abschneiden und Samen verzehren (Keith 1965, Larson und Schubert 1970, Snyder 1993). Im südlichen Teil des Verbreitungsgebiets von *P. ponderosa* reduzierte *Sciurus aberti* die Zapfenproduktion von Zielbäumen auf 10 % derjenigen von Nicht-Zielbäumen (Snyder 1993). Weißkopfspechte und andere Spechte sind ebenfalls Räuber von *P. ponderosa*-Samen (Garrett et al. 1996), aber ihre Auswirkungen auf die gesamte Samen- und Zapfenproduktion sind nicht quantifiziert worden. (Q<sup>4</sup>)

#### Positive Auswirkungen auf die biologische Vielfalt: z. B. Bereitstellung von Lebensraum für waldbewohnende Arten

Sie bieten Lebensraum für verschiedene Wildtierarten. Abert's und Kaibab-Eichhörnchen leben normalerweise in den Gelbkiefernwäldern (55). Die Baumstümpfe in den reifen Kiefernwäldern bieten einer großen Anzahl von Arten Nist- und Schlafplätze. Auch Großwild wie Hirsche und Elche nutzen die Kiefernwälder als Nahrung und Unterschlupf. (Q<sup>1</sup>)

Bereitstellung von Habitat und Futter für Wildtiere [1]. (Q<sup>2</sup>)

Eine Wildtierart, die im nördlichsten Teil des Verbreitungsgebiets von *P. ponderosa* von Interesse ist, ist der seltene und an einigen Stellen gefährdete Weißkopfspecht, *Picoides albolarvatus*. Der Weißkopfspecht ist am häufigsten in Kalifornien anzutreffen, wo er sich von den Samen verschiedener Baumarten ernährt (Garrett et al. 1996). *Picoides albolarvatus* ist in Oregon, Washington und Idaho eine bedrohte Art, während er in British Columbia als national gefährdet gilt. Hier stellen die Zapfen von *P. ponderosa* die einzige geeignete Nahrungsquelle in den Monaten außerhalb der Brutzeit dar (Garrett

et al. 1996). In Oregon sind alte *Pinus ponderosa*-Bestände mit vielen Baumstümpfen und Bäumen mit großem Durchmesser für *Picoides albolarvatus* produktiver als neuere und bewirtschaftete Bestände (Dixon 1995). Die Wiederherstellungsmaßnahmen im Bundesstaat Washington haben sich auf die Wiedereinführung von Feuer in *Pinus ponderosa*-Ökosystemen konzentriert, was im Methow Valley Ranger District zu anekdotischen Berichten über ein vermehrtes Vorkommen von *Picoides albolarvatus* geführt hat (Dale Swedberg, persönliche Mitteilung). *Picoides albolarvatus* ist im nördlichen Teil des Verbreitungsgebiets von *Pinus ponderosa* die Leitart für Wiederherstellungsmaßnahmen, und dennoch gibt es nur sehr wenige Daten über die Auswirkungen von Durchforstungen und Brandrodungen auf das Ökosystem oder den Vogel. Im Südwesten kommt *Picoides albolarvatus* nicht vor, aber die allgemeinen Auswirkungen des Einwachsens von Bäumen auf die Vielfalt der einheimischen Flora und Fauna sind besorgniserregend (Covington und Moore 1994). Hier hat ein Forschungsteam der Northern Arizona University in Flagstaff die Wiederherstellung von *Pinus ponderosa* gefördert und eingeleitet (Covington et al. 1997) und begonnen, einige der Auswirkungen auf das Ökosystem zu dokumentieren (z. B. Crawford et al. 2001). (Q<sup>4</sup>)

**Positive Auswirkungen auf versorgende, regulierende und kulturelle Ökosystemleistungen:** z. B. Holzproduktion, erhöhte Produktivität der Wälder und Kohlenstoffaufnahme, Minderung von Naturgefahren und Klimaregulierung, Bodenbildung, Erosionsschutz und andere Schutzfunktionen der Wälder, ökologische und kulturelle Vorteile (z. B. Zierbäume)

In den Gelbkiefernwäldern sind Holzproduktion, Viehweide und Erholung die wichtigsten Landnutzungsarten. Gelbkiefernwälder befinden sich in niedrigen Lagen und bieten das ganze Jahr über Erholungsmöglichkeiten, und sie grenzen häufig an Forststraßen, die einen hohen ästhetischen Wert haben. (Q<sup>1</sup>)

Sehr wichtiger Holzlieferant in den USA (1,3]. (Q<sup>2</sup>)

Im Herkunftsgebiet bilden Gelbkiefernwälder schöne Landschaften und bieten gute Freizeitmöglichkeiten [1]. Außerhalb des Herkunftsgebietes ist die Gelbkiefer auf

Versuchsflächen, in Arboreten und Parks vorhanden [3]. (Q<sup>2</sup>)

**Wirtschaftliche Kosten invasiver Arten:** z. B. Verluste an biologischer Vielfalt, verringerte Ökosystemleistungen, Kosten für die Bekämpfung invasiver Arten und die Milderung ihrer Auswirkungen, Wiederherstellung von Ökosystemen

-

**Negative Auswirkungen auf die Gesundheit und das Wohlbefinden des Menschen:** z. B. NNT Pollen, die beim Menschen Allergien auslösen, NNT, die den Nutzen der Interaktion zwischen Mensch und Natur verringern

-

## Management

**Kontroll- und Eindämmungsstrategien:** Verhinderung der absichtlichen Einschleppung

-

**Kontroll- und Eindämmungsstrategien:** Verhinderung der unerwünschten Ausbreitung

-

**Kontroll- und Eindämmungsstrategien:** rasche Ausrottung bei Neueinschleppung

-

**Kontroll- und Eindämmungsstrategien:** Beseitigung unerwünschter Verjüngung

-

**Kontroll- und Eindämmungsstrategien:** Kontrolle von Samenbanken

-

**Überwachung:** Überwachungsmaßnahmen zur Unterstützung der Früherkennung

-

**Waldbauliche Maßnahmen zur Eindämmung der Ausbreitung:** Auswahl der Baumarten, Niederwaldpflege, Erhaltung oder Förderung eines geschlossenen Kronendachs, Entastung

-

## Literaturverzeichnis

- (1) Burns, R. M.; Honkala, B. H. Silvics of North America. Volume 1. Conifers. *Agric. Handb. Wash.* **1990**, No. 654.
- (2) de Avila, A. L.; Albrecht, A. *Alternative Baumarten Im Klimawandel: Artensteckbriefe: Eine Stoffsammlung*; Forstliche Versuchs-und Forschungsanstalt Baden-Württemberg (FVA), 2017.
- (3) Bihmidine, S.; Bryan, N. M.; Payne, K. R.; Parde, M. R.; Okalebo, J. A.; Cooperstein, S. E.; Awada, T. Photosynthetic Performance of Invasive *Pinus Ponderosa* and *Juniperus Virginiana* Seedlings under Gradual Soil Water Depletion. *Plant Biol.* **2009**. <https://doi.org/10.1111/j.1438-8677.2009.00251.x>.
- (4) Krannitz, P. G.; Duralia, T. E. Cone and Seed Production in *Pinus Ponderosa*: A Review. *West. NORTH Am. Nat.* **64**.
- (5) Williams, M. C.; Wardle, G. M. *Pinus Radiata* Invasion in New South Wales: The Extent of Spread. *Plant Prot. Q.* **2009**, *24* (4), 146–156.
- (6) Braun, A. Ch.; Troeger, D.; Garcia, R.; Aguayo, M.; Barra, R.; Vogt, J. Assessing the Impact of Plantation Forestry on Plant Biodiversity. *Glob. Ecol. Conserv.* **2017**, *10*, 159–172. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2017.03.006>.

# Douglasie

(*Pseudotsuga menziesii*)

Bei dieser Baumartenzusammenfassung handelt es sich um die Ergebnisse der Literaturrecherche. Hier wurde aus mehreren zusammenfassenden Werken direkt zitiert. Diese sind durch die „Q-Nummer“ am Ende jedes Absatzes vermerkt. Die Originalzitate wurden zur besseren Nachvollziehbarkeit im Text belassen. Die Untenstehenden Textpassagen wurden direkt oder nach voriger Übersetzung<sup>8</sup> aus dem Originalwerk (siehe Q-Nummer) herauskopiert und dienen der Zusammenfassung der Literaturrecherche. Die Texte sind geistiges Eigentum der zitierten Originalwerke.

## Ökologie:

### Konkurrenzfähigkeit:

In Deutschland belegte Knoerzer (1999b, Knoerzer 1999a) im Westschwarzwald sowohl für flachgründige, nährstoffarme Felsrücken als auch für Blockmeere eine Ausbreitung von in der Nähe gepflanzten Douglasien auf Kosten der ursprünglichen Traubeneichen, deren Verjüngung infolge von hohem Wilddruck nicht mehr gelang. (Q2)

Geringe Kronenüberschirmung und fehlende Strauchschicht und somit eine hohe Lichtverfügbarkeit sind ideale Bedingungen für eine erfolgreiche Naturverjüngung der Douglasie (Q1).

Starke Konkurrenz heimischer Baumarten auf besser nährstoffversorgten, frischen oder zu schattigen Standorten beeinträchtigen die Douglasienverjüngung [10,16]. (Q3)

In einem Feldversuch in Norddeutschland verjüngte sich die Douglasie besser als Fichte und Kiefer in einem Douglasien-Altbestand mit Beimischungen der beiden anderen Arten, was auf ihre größere Schattentoleranz zurückgeführt wurde (Weihns, 1996). Außerdem erwies sich das Wachstum der Douglasie als weniger abhängig von der Nährstoffzufuhr (N, P, Mg, Ca, K) aus dem Boden als das der Fichte (Urban et al. 2013).



Abbildung 54: *Pseudotsuga menziesii*

Im Vergleich zu einheimischen Baumarten ist die Douglasie nicht besonders schattentolerant. Auf der fünfstufigen Skala von 1 = sehr intolerant bis 5 = sehr tolerant nach Niinemets und Valladares (2006) hat die Douglasie einen Wert von  $2,78 \pm 0,18$  im Vergleich zu  $4,56 \pm 0,11$  der Rotbuche,  $4,45 \pm 0,50$  der Fichte,  $2,73 \pm 0,27$  der Traubeneiche,  $2,45 \pm 0,28$  der Stieleiche und  $1,67 \pm 0,33$  der Kiefer. In Mitteleuropa ist sie sogar mit der einheimischen Rotbuche konkurrenzfähig. Dies ist zurückzuführen auf das schnelle Höhenwachstum der Douglasie, die effiziente Beschattung konkurrierender Pflanzen, die hohe Wassernutzungseffizienz, die effiziente Wurzelbildung in den obersten Schichten des Mineralboden und die Fähigkeit auch tiefe Bodenhorizonte bzw. Felsspalten erschließen zu können. (Q10).

Demgegenüber stehen Betrachtungen aus dem Spessart, wo lokale Förster angaben, dass die Douglasie stets von der Buche verdrängt wird und durch eine Änderung der Bestandsdichte leicht kontrolliert werden kann. Interessanterweise stellten auch Frei et al. (2022) fest, dass die Douglasie nicht in der Lage ist mit Laubbaumarten in bewirtschafteten europäischen Buchenwäldern zu konkurrieren. (Q11)

### Invasives Verhalten andernorts

Die Douglasienanbauten weiteten sich vor allem in den letzten 50 Jahren aus und nach Rothmaier et al. sind erste „Verwilde-

<sup>8</sup> Übersetzungsfehler vorbehalten. Im Zweifelsfall Textquelle (Q-Nummer) konsultieren.



rungen“ (ungehinderte Ausbreitungen ohne menschlichen Einfluss) aus dem Schwarzwald und aus Sachsen bekannt. Solche Bestände sind auch in Berlin seit 1964 und im Rheinland dokumentiert worden. (Q3)

Die Douglasie zeigt unerwünschte Verjüngung hauptsächlich auf Felsstandorten aus saurem Gestein sowie in trockenen, bodensauren Hainsimsen-Traubeneichenwäldern und Draht-schmielen-Bergahorn-Blockwäldern. (Q1)

Angesichts fehlender Hinweise auf eine selbständige Ausbreitung der Baumart kann die Douglasie in der Schweiz nicht als invasiv bezeichnet werden (Q2).

Die Douglasie stellt allgemein keine Gefährdung für die Biodiversität dar (vgl. 4.12.7.1). So konnten z.B. in Bayern bislang keine Anzeichen von Invasivität festgestellt werden, weder in bewirtschafteten Wäldern (Schmidt und Konnert 2012, Eggert 2014b), noch in unbewirtschafteten Naturwaldreservaten (Endres und Förster 2013). (Q6)

In Belgien wurde *P.menziesii* neben *T.heterophylla*, *A.grandis*, *C.laswoniana*, *L.kaempferi* und *T.plicata* hohes invasives Potential bescheinigt. Diese Arten waren auf einem großen Teil der untersuchten Standorte anzutreffen und zeigten ein generalistisches Verhalten bei üblichen Umweltbedingungen (Q 39).

Nach persönlichen Beobachtungen in Belgien und der Schweiz breitet sich die Douglasie über einige Dutzend Meter in Nachbarbestände aus, hat aber Mühe, gegen Konkurrenzvegetation zu bestehen (Q5).

Die Douglasie kann in bestimmten geschützten Biotopstrukturen Baden-Württembergs als potenziell invasiv eingestuft werden, da es möglich ist, dass sie an solchen Sonderstandorten Dominanzbestände ausbildet und einheimische lichtbedürftige Arten durch Ausschatten verdrängt (Knoerzer et al. 1996). (Q13)

#### **Regenerationspotential: Möglichkeit zur Anlage von Samenbanken**

Die Samen liegen in der Regel nicht über: die Keimfähigkeit bleibt unter natürlichen Bedingungen ein Jahr erhalten, ausnahmsweise keimt auch ein geringerer Prozentsatz der Samen bis ins zweite Jahr (Isaac 1943, Wegener 2008). (Q6)

#### **Regenerationspotential: zur vegetativen Vermehrung**

Douglasie verjüngt sich ausschließlich generativ (Q3, Q6, Q13)

#### **Regenerationspotential: Samenproduktion**

In einer weltweiten Rangierung von gebietsfremden invasiven Nadelholzarten wird der Douglasie aufgrund des geringen Samengewichts (10,7 mg), des Zeitpunkts der ersten Samenproduktion (Minimum: 10 Jahre) und des mittleren Intervalls zwischen zwei Mastjahren (3-7 Jahre) eine hohe potenzielle Invasivität zugeordnet (Richardson & Rejmanek 2004) (Q2).

In einer belgischen Untersuchung wurde eine umfangreiche Samenproduktion der Douglasie nachgewiesen (Q9).

#### **Samenausbreitungsdistanz:**

Douglasie verjüngt sich in den Wäldern Baden-Württembergs vorwiegend unter dem eigenen Schirm (Q1).

Ein spontanes Auftreten in größerer Entfernung als 100m außerhalb von Douglasienanpflanzungen (Richardson et al 2000) wurde in Patagonien (Argentinien und Chile, Pena & Pauchard 2001, Simberloff et al 2002) und Neuseeland (Webb et al 1988) sowie in Europa in Bulgarien (Popov 1991), Deutschland (Knoerzer 1999a), Großbritannien (Clement & Forster 1994) und Österreich (Essl & Rabitsch 2002) festgestellt.

Bei Feldaufnahmen in der Schweiz wurde kein spontanes Aufkommen der Douglasie in deutlicher Entfernung vom Mutterbaum aufgefunden. (Q2) Knoerzer [9,10] ermittelte im Zuge seiner Untersuchungen im Schwarzwald, dass in manchen Beständen 90% aller Samen im Umkreis von 60m zu Boden kamen. (Q3)

In einer belgischen Studie wurde nachgewiesen, dass sich Douglasien unter dem Schirm von Altbäumen teilweise natürlich verjüngen (PETIT et al 2013). Nach persönlichen Beobachtungen in Belgien und in der Schweiz (Dintikon, AG und Biel, BE) breiten sie sich über einige Dutzend Meter in Nachbarbestände aus, haben aber Mühe, gegen Konkurrenzvegetation zu bestehen. (Q5)

Die mittlere Ausbreitungsdistanz mit dem Wind beträgt nach Stimm (2004) 100m, die maximale 170 m (Tschopp et al. 2012) bis 200m (Eggert 2014a). (Q6)

Studien, die den kritischen Abstand zwischen Douglasien Mutterbäumen und geschützten Habitaten angeben, variieren stark. Burschel und Huss (1997) beziffern diesen Abstand mit 60m, während Walentowski (2009) ihn mit 2000m angibt. (Q7).

In einer belgischen Untersuchung wurde die maximale Ausbreitungsdistanz für Douglasie mit 200m bestimmt (Q9).

Obwohl Douglasien-Setzlinge bis zu 2 km von einer Samenquelle entfernt gemeldet wurden, fällt die Mehrheit der Samen innerhalb von 100 m von den Elternbäumen ab (Barnhart et al., 2005; Broncano et al., 2005; Kennedy und Diaz, 2005). Die Analyse von 161 Probeflächen, auf denen Douglasien-Naturverjüngung festgestellt wurde, ergab, dass sich 95 % aller Sämlinge und Schösslinge in einer Entfernung von weniger als 85 m zur nächsten Diasporenquelle etabliert hatten. Der größte gemessene Abstand betrug 120 m zu einem bereits bestehenden Douglasienbestand. (Q11)

Generell ist die Nähe zu Samenbäumen Voraussetzung für den Erfolg der Douglasie auf solchen Sonderstandorten. Sollten Samenbäumen in einem Radius von etwa 200m fehlen, wird sich die Douglasie kaum verjüngen (z.B. Eggert, 2014). Für die Douglasie liegen in Deutschland diesbezüglich wenige Kenntnisse vor, und die Distanzen werden in verschiedenen Veröffentlichungen sehr unterschiedlich beziffert. Zum Beispiel gehen Burschel und Huss (1997) davon aus, dass 90% der Samen innerhalb von zwei Baumhöhen (ca. 60 m) aufschlagen, während nach Dick (1995) in Einzelfällen bis zu 2000m dokumentiert wurden. (Q13)

#### Ausbreitungsmechanismen:

Wind (Q6)

#### Taxonomie:

*Pseudotsuga menziesii* [Mirb.] Franco; *Pseudotsuga menziesii* var. *menziesii*

#### Baumwachstum und natürliche Verjüngung: Boden, Klima, Licht

Die Douglasie zeigt eine unerwünschte Verjüngung hauptsächlich auf Felsstandorten auf saurem Gestein sowie in trockenen, bodensauren Hainsimsen-Traubeneichenwäldern und Drahtschmielen-Bergahorn-Blockwäldern. Unter den speziellen Bedingungen dieser Lebens-

räume kann die Douglasie als invasiv angesehen werden. Letzteres Biotop umfasst lichte Wälder auf Blockhalden basenarmer Gesteine und gehört in Baden-Württemberg regional zu den seltensten und kleinflächigsten Waldbiotoptypen. Geringe Kronenüberschirmung und fehlende Strauchschicht und somit eine hohe Lichtverfügbarkeit zählen zu den wichtigsten Merkmalen dieses Biototyps, wodurch geeignete Bedingungen für eine erfolgreiche Naturverjüngung der Douglasie, aber auch jeder anderen lichtbedürftigen (gesellschafts-untypischen) Baumart geboten werden. (Q1, Q7)

Ein erhöhtes bzw. invasives Vorkommen der Douglasienverjüngung wurde bisher vor allem auf trockenen, nährstoffarmen, basenarmen und lichten Standorten, auf Kahlschlägen sowie auf offenen und ursprünglich baumfreien Felsstandorten und Blockmeeren beschrieben [6,7,11,13] (Q3).

Die Douglasie kann sich auch auf mächtigen Moderdecken natürlich verjüngen. (Q4)

Die Douglasie ist bodenvag. Die beste Entwicklung zeigt sie auf carbonatfreien, gut wasserversorgten Braunerden, Parabraunerden, Semipodsolen und Podsolen (z.B. Riehl 2000, Stähr und Kohlstock 2002, Englisch 2008, Kölling 2008). Im norddeutschen Pleistozän zeigt sie selbst auf unverlehmtten Sanden mit mäßigem Bodenwasserhaushalt beachtliche Wuchsleistungen und ist anderen Nadelbaumarten wie Fichte oder Kiefer deutlich überlegen (Otto 1972 und 1987, Kleinschmit et al. 1991, Röhe Baumartenportraits 193 1997). Auf stark kalkhaltigen Böden kann es hingegen zu Wuchsstörungen durch Chlorosen kommen. (Q6)

Mangan im Boden kann in Verbindung mit geringen pH-Werten < 4 und hoher Bodenfeuchte für die Douglasie toxisch wirken (Q5, Q6).

Gegenüber Wassermangel ist die Douglasie sehr tolerant, gegen Wasserüberschuss jedoch empfindlich. Ungeeignet sind daher wechselfeuchte Böden oder Nassstandorte. Als Mineralbodenkeimer kann sich die Douglasie nur dort natürlich verjüngen, wo der Samen auf ein entsprechendes Keimbett fällt. Hierzu zählen Standorte mit geringer Nadelstreu, Flächen mit Bodenverwundungen z. B. durch Holzerntemaßnahmen, aber auch blocküberlagerte Standorte, auf denen immer wieder durch Geröllbewegungen Mineralbo-

den freigelegt wird. Krautschichten mit einem hohen Deckungsgrad, dichter Grasfilz oder hohe (Laub-) Streuauflage schließen hingegen das Auflaufen und die Etablierung von Douglasien-Naturverjüngung weitgehend aus (Meyer-Ohlendorf 1996, Knoerzer und Reif 1996, Lüth 1997, Knoerzer 1999, Eggert 2014a). Entsprechend nimmt der Verjüngungserfolg von armen-trockenen zu nährstoffreichen-frischen Standorten rasch ab. Als Halbschattbaumart ist die Douglasie darüber hinaus bereits ab früher Jugend auf ein ausreichendes Strahlungsangebot angewiesen. Naturverjüngung stellt sich daher insbesondere in Beständen mit lockerem Kronenschluss ein. In lichten (Konkurrenzfaktor Vegetation) und geschlossenen (Konkurrenzfaktor Licht) Beständen verjüngt sich die Douglasie spärlicher. Reine Nadelholzbestände stellen die günstigste Ausgangssituation für Douglasien-Naturverjüngung dar, in Mischbeständen mit Laubholzbeimischung nimmt das Verjüngungsgeschehen ab. Mischbestände mit dichtem Buchen-Unter- und -Zwischenstand sind für die Douglasien-Naturverjüngung ungeeignet (Knoerzer und Reif 1996, Vor und Schmidt 2006, Vor 2011). (Q6)

Die Analyse der Daten aus dem Spessart zeigen, dass eine höhere Bodenfeuchtigkeit ( $T_{diff} < 20$  mm), ausreichend Licht (mindestens 10 % der Freilandbedingungen) und eine geringe Entfernung zu Samenquellen die wichtigsten Umweltfaktoren sind, die die Douglasienverjüngung begünstigen. Der höchste Anteil an Douglasienverjüngung wurde in Beständen mit mittleren Lichtverhältnissen und geringer Entfernung zu Diasporenquellen festgestellt. (Q11)

## Ausmaß und Verbreitung

### Verbreitungsgebiet (heimisch und eingebracht):

Die Douglasie besiedelt im westlichen Nordamerika ein ausgedehntes und topografisch sehr stark gegliedertes Gebiet. Das natürliche Vorkommen erstreckt sich in Nord-Süd-Ausdehnung über 4.000 km von 55° bis 19° nördlicher Breite und in West-Ost-Ausdehnung über 1.500 km von 128° bis 97° westlicher Länge (Little 1971, Hermann 1981, Kleinschmit und Bastián 1992, Hermann und Lavender 2004, Lavender und Hermann 2014, s. a. Abb. 27). Dieses Gebiet schließt die Olympic-Halbinsel und Vancouver Island sowie die Küstengebirge in Washington,

Oregon und im nördlichen Kalifornien ein. Es umfasst ferner das Kaskadengebirge mit den Übergangsbereichen zur Sierra Nevada im Südosten und die kanadische Küstenskordillere als Fortsetzung im Norden. Die östlichsten Vorkommen liegen in den Rocky Mountains in den US-Bundesstaaten Montana, Wyoming und Colorado. In Mexiko sind inselartige und räumlich sehr begrenzte Vorkommen zu beobachten (Little 1971, Hermann und Lavender 2004, Lavender und Hermann 2014). Höhenzonal reichen die Vorkommen hinauf bis 750 m ü. NN im Olympic-Inselgebirge, bis 1.700 m ü. NN in den Küstengebirgen und bis 3.300 m ü. NN im südöstlichen Kaskadengebirge (Hermann 1981, Li und Adams 1989). Die Douglasie wurde im Jahr 1792 durch den schottischen Naturforscher Archibald Menzies entdeckt und 1826 durch den schottischen Botaniker David Douglas in Europa eingeführt (Hermann 1981); andere Quellen nennen diesbezüglich das Jahr 1827 (Konnert 2009) bzw. 1828 (Kownatzki et al. 2011). In Deutschland wurde die Douglasie um 1830 zunächst zum Zwecke der Landschaftsgestaltung gepflanzt (Brosinger und Baier 2008), bevor ab 1850 ihr forstlicher Anbau vom Privatwald ausgehend einsetzte. Erste wissenschaftlich begleitete Anbauversuche folgten ab 1881 durch die Forstlichen Versuchsanstalten (Ganghofer 1884). (Q6)

Die gewöhnliche Douglasie wurde im Jahr 1827 aus Nordamerika nach Europa eingeführt und in verschiedenen Ländern bis zum Beginn des 20. Jahrhunderts in vielen Wäldern angepflanzt (Spellmann et al 2015, Kohnle et al 2021). Tatsächlich wird in Deutschland eine Ausweitung des Anbaus der Douglasie von aktuell 2% auf bis zu 10% der Waldfläche für möglich gehalten (Beinhofer & Knoke 2010, Reif et al 2010). (Q2, Q3)

In der Schweiz ist eine Beimischung der Douglasie in weit verbreiteten Waldgesellschaften der Tieflagen toleriert (z.B. Schmider et al 1994), im Kanton Luzern wird ein maximaler Anteil von 20% angegeben. (Q2)

In bestimmten Regionen, wie beispielsweise im Südwesten Baden-Württembergs, nimmt die Douglasie wesentlich größere Flächenanteile ein. So bedeckt die Douglasie im Freiburger Stadtwald 13% der Waldfläche insgesamt und 20% Flächenanteil im Bergwald, was im bundesdeutschen Vergleich sehr hoch ist. (Q3)

Die Douglasie wird seit über 100 Jahren auf aktuell 14 Prozent der Stadtwaldfläche Freiburgs angebaut. Über die Hälfte der Bestände sind älter als 60 Jahre und dennoch nimmt ihre Naturverjüngung nur einen Baumartenanteil von vier Prozent ein. (Q4) Der Vorratsanteil der häufigsten Gastbaumart Douglasie liegt in Deutschland bei 2,0%, mit einem Maximum von 7,5% in Rheinland-Pfalz, in Frankreich bei 4,4% (IGN 2014) und in Österreich bei 0,1%. Gemäss LFI4b war in den Jahren 2009 bis 2013 in der ganzen Schweiz jeder 535. Baum mit Stammdurchmesser (BHD)  $\geq 12$  cm eine Douglasie, im Mittelland war es jeder 115. Baum, womit Douglasien im Mittelland ähnlich häufig waren wie Lärchen, Winterlinden (*Tilia cordata*) oder Kirschbäume (*Prunus avium*). (Q5).

Im Spessart im Südwesten Deutschlands hat die Douglasie eine lange waldbauliche Tradition, die bis in die 1880er Jahre zurückreicht (Mergner, 2018). (Q11)

In Österreich beträgt der Anteil der Douglasie am Gesamtbestand etwa 0,2 % und umfasst etwa 10.000 ha (ÖWI, 2016). Die Douglasienwälder befinden sich hauptsächlich im östlichen Teil Österreichs. Laut der österreichischen Bundeswaldinventur hat sich die Fläche der Douglasie seit 2002 verdoppelt (Gabler und Schadauer, 2008). In Deutschland sind 2 % der wachsenden Bestände Douglas-Tannen und die Bestände umfassen etwa 218.000 ha (BMEL, 2014). (Q12)

## Auswirkungen

### Einfluss auf Biodiversität und Ökosystemmuster und Prozesse

Nur wenige geschützte Waldbiotope sind durch die Douglasie gefährdet. (Q1)

Das Schreiben [Ammer et al 2016] rät vom Douglasienanbau an bestimmten Sonderstandorten ab, erachtet aber den Anbau der Douglasie in Mischung mit anderen Baumarten, insbesondere mit der Buche, als unbedenklich für die Biodiversität. Die Beimischung der Douglasie in Fichtenwäldern führt zum besseren Abbau der Nadelstreu und zu einer stärkeren Nitrifikation (Po-drázský et al 2020). Untersuchungen an gefälltten Bäumen auf 138 Probeflächen in Bayern und Rheinland-Pfalz haben gezeigt, dass Fichte und Douglasie dem Boden deutlich mehr Nährstoffe entnehmen als Buche, Eiche und Waldföhre (Pretzsch et al 2014). Gemäss mehreren Studien wird in

Douglasienbeständen sowohl in der organischen Auflage als auch im darunterliegenden Oberboden (in den meisten Fällen im Ah-Horizont zwischen 1 und 10 cm gemessen) weniger Kohlenstoff als in Buchen- und Fichtenbeständen gespeichert. Im Vergleich zu Eichenbeständen zeigt sich kein deutlicher Trend. Mehrere Studien belegen unter Douglasien auch weniger Stickstoff (N) in der organischen Auflage. Im Oberboden kann der N-Gehalt dagegen ähnlich oder höher als unter Buchen und Fichten sein. Für das C:N-Verhältnis wurden unter Douglasie oft günstigere (kleinere) Verhältnisse als unter Buche und Fichte gefunden. Dies wird auf die gut abbaubare Nadelstreu der Douglasie zurückgeführt (Cremer et al 2016). Der pH-Wert im Oberboden von Douglasienbeständen war ähnlich hoch oder höher als derjenige unter Fichten. Zudem war er meist vergleichbar mit den pH-Werten unter Buchen oder Eichen. In Bezug auf das Nährelement Calcium (Ca) zeigen die Studien unter Douglasien einen ähnlich hohen oder höheren Gehalt im Oberboden als unter Buchen, dagegen einen geringeren als unter Eichen. Bei Magnesium (Mg) ist der Gehalt im Oberboden von Douglasien gleich oder kleiner als unter Fichten und Buchen. Dagegen zeigen zwei Studien unter Douglasien einen geringeren Gehalt von Phosphor (P) als unter Fichten sowie einen höheren Gehalt als unter Buchen. (Q2).

Bezüglich der Streuqualität ist seit Langem bekannt, dass sich die Streu gut zersetzt. Die Douglasie ist daher eine der bodenpfleglichsten Nadelbaumarten in Deutschland (Wittich 1961, Höltermann et al. 2008, Prietzel und Bachmann 2011). Aufgrund der hohen Filterleistung ihres rauen Kronendachs ist der Nitrataustrag unter Douglasienbeständen in Nahimmissionsgebieten (beispielsweise intensive Tierhaltung) höher als in Kiefern- oder Eichenbeständen (Horvarth et al. 2011). Demgegenüber sind die Nährstoffentzüge bei unterschiedlichen Nutzungsintensitäten relativ gering (Block et al. 2008, (Q6)

Eine weitere noch weitgehend ungeklärte Frage besteht bezüglich des Einflusses des Douglasienanbaus auf die Biodiversität. Insbesondere bestehen noch erhebliche Wissensdefizite in Bezug auf Veränderungen der ursprünglichen und standorttypischen Artenzusammensetzung seltener und gefährdeter Waldgesellschaften auf trockenen, bodensauren Sonderstandorten. (Q13)

## Hybridisierung

Aus der Literatur ist für die Douglasie keine natürliche Artenhybridisierung bekannt, wie sie beispielsweise zwischen Sitkafichte (*Picea sitchensis*) und Weißfichte (*Picea glauca*) oder auch Engelmann-Fichte (*Picea engelmannii*) zu beobachten ist (Forrest 1980). Zwischen den Varietäten der Douglasie kann spontane Introgression auftreten (Olberg 1951, Leinemann und Maurer 1999, Franklin und Halpern 2000, Kleinschmit 2000, Hermann und Lavender 2004, Aas 2008, Lavender und Hermann 2014) (Q6)

## Verdrängung einheimischer Arten: Veränderungen im Lebensraumangebot für einheimische Taxa

Eine weitere ungeklärte Frage besteht hinsichtlich des Einflusses der Douglasie auf die Biodiversität. Um diesen einzuschätzen, sind die häufig angestellten Vergleiche von Arten und Artengruppen in Douglasienbeständen oder an einzelnen Bäumen mit Beständen und Einzelbäumen anderer Baumarten wenig hilfreich. Dass sich diese bis zu einem gewissen Grad unterscheiden, ist vorhersagbar. Stattdessen benötigen wir Informationen dazu, wie sich ein bestimmter Anteil von Douglasien in gemischten Beständen oder auf Landschaftsebene auf Populationen von im Bestand gefährdeten Waldarten auswirkt. Dazu liegen bisher keine Informationen vor. (Q1)

Die Anzahl der Gefäßpflanzen in der Krautschicht war in der Mehrzahl der Studien unter Douglasien gleich groß oder größer als unter Eichen, Buchen und Fichten. Untersuchungen von Knoerzer (Knoerzer & Reif 1996) im Schwarzwald und von Kostic et al (2016) in Serbien fanden allerdings unter Douglasien eine artenärmere Krautvegetation als unter Buchen. Moosarten waren unter Fichten zahlreicher, nicht aber unter Eichen und Buchen (Augusto et al 2013). Für das Vorkommen von Gefäßpflanzen wie auch von Moosen spielt Licht eine wesentliche Rolle. So beeinflusst nebst dem Standort die Struktur von Douglasienbeständen den Bewuchs mit Moosen und Pflanzen maßgeblich (siehe auch Vor& Schmidt 2006, Spellmann et al 2015). Bei der Anzahl der Pilzarten wirkt sich die Douglasie im Vergleich mit allen drei einheimischen Baumarten negativ aus (insb. Buée et al 2011), ein Resultat, das auch Schmid et al (2014) in ihrem Review über die ökologischen Konsequenzen der Douglasie hervorhoben. Ein Experiment in Spanien

zeigte allerdings, dass Douglasien einen beträchtlichen Teil der natürlich vorkommenden Mykorrhizapilze nutzen können (Ürladé et al 1996). Auf Douglasien wurden sowohl ganzjährig als auch nur im Winter deutlich weniger Vogelbesuche gezählt (Utschick 2006). Nur Kleiber, Waldbaumläufer und Buchfink wurden beobachtet, während Meisenarten, die auf Fichten zahlreich sind, praktisch fehlten. (Q2)

Für überwinternde Vögel bietet die Douglasie fast keine Insekten und Spinnentiere als Nahrung an (Gossner & Utschick 2004)(Q2, 7,100). Bei Beimischung einzelner Douglasien beziehungsweise Fichten in Buchenbeständen war aber die Artenvielfalt in den Kronen ähnlich. (Q5)

Mit Ausnahme von wenigen Artengruppen beherbergen Douglasien oder Douglasienbestände weniger Arthropodenarten als Bestände von Eiche, Buche und Fichte. Eine Ausnahme sind Insekten, die sich von der aus Nordamerika stammenden Douglasienwolllaus (*Adelges cooleyi*) ernähren (Gossner et al 2005), sowie große Streubauer wie Asseln und Doppelfüßer, die häufiger unter Douglasien als unter Fichten zu finden sind (Engel 2001, Finch & Szumelda 2007). In der Douglasienstreu halten sich weniger Spinnen auf als in der Streu der drei Vergleichsarten, und mehrere Studien belegen, dass Douglasientotholz von weniger Tothholzkäfern genutzt wird als das Totholz der anderen Baumarten (z.B. Gossner et al 2016, Ulyshen et al 2018). (Q2)

Lediglich auf einzelnen Sonderstandorten z.B. lichte, warme Blockhalden (vgl. Knoerzer 1999), ist sie in der Lage, die typische Ausprägung der dort natürlich vorkommenden Lebensgemeinschaften zu verändern. (Q6)

Im Gegensatz dazu wurde in 12-jährigen Versuchsbeständen in Mitteldeutschland auf Baumebene eine höhere Abundanz von Baumspinnen in Douglasienbeständen als in Buchen- und Eichenbeständen festgestellt, während auf Parzellenebene der Artenreichtum, die Abundanz und die Biomasse von Spinnen mit zunehmendem Nadelholzanteil abnahmen. Dennoch kommen die Autoren zu dem Schluss, dass die potenziell negativen Auswirkungen der Douglasie auf arboreale Arthropoden nicht schwerwiegender waren als die von einheimischen Nadelbäumen, die außerhalb ihrer natürlichen Lebensräume angebaut werden (Matevski und Schuldt, 2021). Auch in einem Buchen-Douglasien-Mischbestand konnte

kein Einfluss der Douglasie auf die epigäische Käferfauna im Vergleich zu einem Buchen-Kiefernbestand in Norddeutschland nachgewiesen werden (Glatz et al., 2003). Unerwarteter Weise waren die Befallsraten an Modellraupen in nordwestdeutschen Beständen mit einem höheren Douglasienanteil höher als in Fichten- oder Buchenmonokulturen und in Mischungen der Nadelbäume mit Buche (Matevski et al., 2021). Die Autoren führten dies vor allem auf eine erhöhte Lichtverfügbarkeit und eine komplexere Struktur des Unterwuchses zurück, weniger auf einen reinen Baumarteneffekt. Untersuchungen in Wäldern Süddeutschlands ergaben keine Hinweise auf eine Abnahme der Tierartenvielfalt und -abundanz, wenn die Douglasie auf kleineren Flächen von nicht mehr als 1 ha, als Einzelbaum oder in kleinen Baumgruppen angebaut wird (Ammer und Utschick, 2004). Im Allgemeinen scheint die Douglasie, verglichen mit der Fauna, sogar weniger negative Auswirkungen auf die Flora der Waldökosysteme zu haben. Auf lehmigen, zeitweise feuchten Böden in Süddeutschland wiesen Douglasienbestände sogar mehr Pflanzenarten auf dem Waldboden auf als Buchenreinbestände und Mischungen aus Buche-Eiche und Buche-Fichte (Leitl, 2001). Bewirtschaftungsbedingte Störungen von Douglasienbeständen führten zwar zu einer erhöhten Pflanzenvielfalt, zusätzlich auftretende Pflanzenarten haben jedoch keinen besonderen naturschutzfachlichen Wert, da es sich häufig um Ruderalpflanzen handelt, die sich aus angrenzenden Lebensräumen in den Wald ausbreiten (Leitl, 2001). Ebenso stellten Vor und Schmidt (2006) in Südwestdeutschland fest, dass in etwa 100-jährigen Rein- und Mischbeständen der Douglasie die Struktur- und Artenvielfalt sogar höher war als in naturnäheren Laub- und Nadelmischwaldbeständen gleichen Alters. Dies könnte auch auf den höheren Lückenanteil in Douglasien-Monokulturen im Vergleich zu Buchen-Reinbeständen zurückzuführen sein (Thomas et al., 2015). In repräsentativen Wäldern Norddeutschlands auf oligo- bis schwach mesotrophen Böden stellte Budde (2006) fest, dass Douglasien- und Douglasien-Norwegische-Fichten-Bestände die höchsten, Rotbuchen- und Rotbuchen-Kiefern-Mischbestände jedoch die niedrigsten Zahlen an Pflanzen- und Moosarten aufwiesen und dass keine Pflanzen- oder Moosart ausschließlich in einem einzelnen Bestandestyp vorhanden war. An 26 Standorten in Nordfrankreich hatten

Fichte, Weißtanne und Douglasie nur einen geringen Einfluss auf die Bodenvegetation, wenn die Bestände stark durchforstet wurden. Die Wirkung der Baumarten wurde also weitgehend durch die Waldbewirtschaftung gesteuert (Augusto et al., 2003). Nach diesen Empfehlungen stellt die derzeitige Form des Douglasienanbaus nach heutigem Kenntnisstand keine gravierende Gefährdung der Biodiversität und der damit verbundenen Ökosystemleistungen auf nationaler Ebene dar. Die Douglasie sollte nicht auf potenziell bedrohten Sonderstandorten wie natürlich baumlosen Felsstandorten, silikatischem Trockenrasen oder in xerothermen Eichenwäldern auf sauren, basenarmen Böden der submontanen Stufe angepflanzt werden. In vielen Fällen stehen diese Standorte unter Naturschutz und sollten von Douglasien-Setzlingen befreit werden. Zur Schaffung von "Pufferzonen" zur Vorbeugung sollten Douglasienbestände in der Nähe solcher Standorte in Kombinationen aus einheimischen Arten umgewandelt werden, wobei auf die Anpflanzung von Douglasien in Zukunft vollständig verzichtet werden sollte. Die Einrichtung von Pufferzonen und die Beseitigung unerwünschter Verjüngung wird auch von Bindewald et al. (2021) empfohlen. **(Q10)**

Die Tatsache, dass in sensiblen Lebensräumen bei Untersuchungen im Spessart kein Vorkommen der Douglasie gefunden wurde, unterstützt diese Argumentation und unterstreicht die Schlussfolgerung von Schmid et al. (2014, S. 22), dass "die vorhandenen Studien darauf hindeuten, dass die Waldökosysteme in Mitteleuropa vergleichsweise gut mit der Einführung der Douglasie umgehen können. Bislang wurden keine schwerwiegenden ökologischen oder ökonomischen Folgen festgestellt. Ebenfalls deuten die Ergebnisse der Studie darauf hin, dass im Untersuchungsgebiet Spessart, in dem die Douglasie in den vergangenen Jahrzehnten forstwirtschaftlich stark gefördert wurde, die Douglasie nicht generell zur Invasion neigt. Im Gegenteil, über die relativ breiten Standortbedingungen des Spessarts hinweg gab es keine Anzeichen dafür, dass Bestände anderer schützenswerter Baumarten von der Douglasie verdrängt werden. Diese Schlussfolgerung deckt sich mit der großräumigen Einschätzung von Bindewald et al. (2021), die keine Hinweise auf ein hohes Etablierungs- und Invasionspotenzial der Douglasie in Deutschland fanden. **(Q11)**

**Verdrängung einheimischer Arten: Konkurrenz mit einheimischen Arten**

Wo die Douglasie im Mittelland und in den Voralpen an produktiven Waldstandorten angepflanzt wurde, kann sie sich gegen raschwüchsige Laubbaumarten und dichte Krautvegetation kaum durchsetzen (Frei et al 2021). Zwar waren in 90% der Douglasienaltbestände Sämlinge vorhanden, doch nur in einem Drittel der Bestände erreichten die jungen Douglasien Höhen von 130cm und mehr. Gegenüber anderen Baumarten waren die etablierten Douglasien immer in der Minderheit (Frei et al 2021). Im experimentellen Vergleich von Douglasiensämlingen mit Sämlingen verschiedener Schweizer Hauptbaumarten wurde ebenfalls bestätigt, dass Douglasien in den ersten zwei Lebensjahren zwar rascher wachsen als Fichte und Tanne, aber ihr Höhenwachstum nur bei Wasser- und Nährstoffmangel ähnlich groß oder sogar grösser ist als jenes von Waldföhre (*Pinus sylvestris* L.) und Eiche (*Quercus* sp.; Moser et al 2021). Ist die Wasser- und Nährstoffversorgung dagegen besser, wie für die Schweizer Verhältnisse charakteristisch, werden Douglasien von Laubbäumen innerhalb von zwei Jahren vollständig überwachsen. (Q2)

Die boden- und klimavergleiche Douglasie zeigt auf vielen Standorten eine überlegene Wuchsleistung gegenüber den heimischen Baumarten. Die Strahlungstransmission durch ihr Kronendach ist aber ausreichend, sodass in den Unterstand abgedrängte Schatt- und Halbschattbaumarten nicht vergehen und sich in Lücken gut entwickeln können (vgl. Baade 1996, De Wall et al. 1998, Hilbrig 2005, Vor 2011). In Mischbeständen mit führender Buche verjüngt sich die Douglasie erst gar nicht oder nur sporadisch (vgl. 4.12.4.2) und hat aufgrund des geringen Strahlungsangebots keine Entwicklungsmöglichkeiten (vgl. Spellmann 1997b, Vor und Schmidt 2006). Für das Ankommen und die Etablierung von Douglasien-Naturverjüngung sind kleinflächige Störungen des Oberbodens oder Mineralböden sowie nach der Keimung ein ausreichendes Lichtangebot unverzichtbar. Unter diesen Bedingungen ist Douglasien-Naturverjüngung konkurrenzstark und kann ggf. andere Baumarten zurückdrängen. (Q6)

Die Naturverjüngung der Douglasie ist relativ selten in Beständen mit z. B. Rotbuche, wo sie nur knapp 1,6 % der Fläche der vorhandenen Naturverjüngung ausmachte. In Gebieten, in denen die ausgewachsene Douglasie als Hauptbaumart oder in einer Mischung mit anderen Arten wie z. B. der

Rotbuche gemeldet wurde, machte ihre natürliche Verjüngung dagegen mehr als 20 % der Fläche der natürlichen Verjüngung aus. Dies deutet darauf hin, dass sich die Douglasie unter ihrem eigenen Kronendach natürlich verjüngt, während die Verjüngung unter dem Kronendach anderer Baumarten in unbewirtschafteten Wäldern vernachlässigbar ist. Darüber hinaus gab es in den von Sträuchern dominierten Probeständen keine Naturverjüngung der Douglasie, was darauf hindeutet, dass diese Lebensräume keine geeigneten Bedingungen für die Naturverjüngung der Douglasie gemäß der Waldstrukturkartierung bieten. Der Erfolg der Douglasie in Traubeneichenwäldern ist auf ihre hohe Konkurrenzfähigkeit zurückzuführen, die wiederum auf ihre Trockenstresstoleranz zurückzuführen ist, die auf saurehaltigen, nährstoffarmen und trockenen Standorten besonders ausgeprägt ist. Daher wurde empfohlen, die sich natürlich verjüngende Douglasie aus diesen wertvollen Lebensräumen zu entfernen und geeignete Pufferzonen um die wichtigsten Schutzgebiete einzurichten, um die Ablagerung von Samen von ausgewachsenen Bäumen in der Nähe der seltenen Lebensräume zu vermeiden (z. B. Walentowski 2008). (Q7)

Die Analysen von Eberhard und Hasenauer (2018) lassen vermuten, dass die Douglasie zwar von der zusätzlichen Verfügbarkeit von Licht profitiert, die Rotbuche aber offenbar mehr profitiert und schneller wächst. So verdeutlicht Abbildung 1, dass auf den untersuchten Parzellen die Buche der Hauptkonkurrent der Douglasie ist und in ihrem Wuchsverhalten gegenüber der Douglasie deutlich im Vorteil ist. Dies deutet darauf hin, dass die Douglasie ohne unterstützende Eingriffe sicherlich nicht in der Lage sein wird, die Position der Hauptbaumart auf Dauer zu halten, wie es derzeit auf allen 28 untersuchten österreichischen Flächen der Fall ist.

#### **Verdrängung einheimischer Arten: Potenzial zur Etablierung einer dauerhaften Population**

Mittlerweile hat sich die Douglasie in mitteleuropäischen Waldökosystemen etabliert (Q6).

Im Rahmen einer belgischen Untersuchung zeigte sich, dass *P.menziesii* wahrscheinlich in der Lage ist neue Satellitenpopulationen zu bilden. (Q9)

### Schädlinge und Krankheitserreger: Wahrscheinlichkeit der Erhöhung des Risikos von Krankheitsausbrüchen

-

### Positive Auswirkungen auf die biologische Vielfalt: z. B. Bereitstellung von Lebensraum für waldbewohnende Arten

Douglasienstreu ist gut zersetzbar (Q7, 14) und wirkt der Rohhumusbildung in Nadelwaldgesellschaften entgegen (vgl. Wittich 1961, Flöhr 1956, Nüsslein 1968, Prietzel und Bachmann 2011). Über die Auswirkungen des Douglasienanbaus auf die Flora und Fauna liegen bisher relativ wenige Untersuchungen vor, die zum Teil auch widersprüchlich sind. Während Höltermann et al. (2008) davon sprechen, dass die Douglasie nur wenig ausgeprägte Interaktionen mit der heimischen Tier- und Pflanzenwelt eingeht, fassen Tschopp et al. (2012 und 2015) ihre Literaturlauswertungen dahingehend zusammen, dass die Douglasie einer großen Anzahl einheimischer Arten Lebensraum bietet, wobei es sich überwiegend um generalistische Tier- und Pflanzenarten handelt (vgl. Müller und Stollenmeier 1994, Goßner und Utschick 2001, Winter 2001, Glatz et al. 2003, Finch und Szumelda 2007). Nach Untersuchungen von Budde und Schmidt (2005) und Budde (2006) ist die Bodenvegetation in Douglasien-Rein- und -Mischbeständen ähnlich divers wie in vergleichbaren Laub- und Nadelbeständen. Das Artenspektrum und die Anteile einzelner Arten variieren. Der Baumarteneinfluss wird vielfach überprägt von den Faktoren Standort, Licht und Bewirtschaftung. Auch Zerbe et al. (2000) weisen auf den Artenreichtum im Vergleich zu anderen Nadelwäldern hin. Vor und Schmidt (2006) fanden ebenfalls eine höhere Arten- und Strukturdiversität der Bodenvegetation in ca. 100-jährigen Douglasien-Rein- und -Mischbeständen in den rheinland-pfälzischen Naturwaldreservaten „Eselskopf“ (Nordwesteifel) und „Grünberg“ (Pfälzer Wald) im Vergleich zu gleichaltrigen Buchen-Hainbuchen-Traubeneichen-, Buchen-Kiefern- und Fichten-Buchen-Mischbeständen. Die meisten Studien zu Pilzen an Douglasie beschäftigen sich nach Tschopp et al. (2012) mit Mykorrhiza-Pilzen. Danach bildet die Douglasie in Mitteleuropa artenreiche Mykorrhizen aus, die sich mit denen der Fichte und Kiefer vergleichen lassen. Ansonsten präferieren andere Pilze die Douglasie nur in geringem Maße (Utschick 2001), was aus Waldschuttsicht ein Vorteil ist. So zeigt sich, dass ältere

Douglasienbestände oft eine ähnliche oder höhere Abundanz und Diversität an Vogelarten aufweisen im Vergleich zu heimischen Nadelwaldbeständen. Die Beobachtungen variieren jeweils in Abhängigkeit von den Jahreszeiten (Ammer und Detsch 1999, Goßner und Utschick 2001, Marion und Frochat 2001). Die Ergebnisse zur Arthropodenfauna hängen stark von den betrachteten Artengruppen ab (Goßner 2004). Kohlert und Roth (2000) fand mit Bodenfallen in der Nadelstreu von Fichtenbeständen mehr saprophage Arthropoden als in Douglasienbeständen. In den Fichtenbeständen waren auch die epigäischen Prädatoren und parasitischen Regulatoren häufiger vertreten. In den Baumkronen von Fichten- und Douglasienbeständen stellten hingegen Goßner und Simon (2002) bei der Artenzahl der Arthropodenfauna keine signifikanten Unterschiede fest. Es gab jedoch leichte Unterschiede in der Artenzusammensetzung und in den Häufigkeiten der festgestellten Arten. In Buchen-Douglasien-Mischbeständen konnten Glatz et al. (2003) im Vergleich zu Kiefern-Buchen-Mischbeständen keinen Einfluss des Douglasienanbaus auf das Artenspektrum und die Individuenzahl der Käferpopulation feststellen. Im Vergleich zu Fichtenbeständen kommt Winter (2001) bei den epigäischen Arthropoden, den Spinnen und Käfern zu geringeren Artenzahlen und Individuendichten, während die Artenzahlen im Vergleich zu Buchenbeständen in etwa gleich hoch sind. Die mehrjährigen Untersuchungen der Arthropodengemeinschaften in von Douglasie, Fichte oder Buche dominierten Mischbeständen von Goßner und Ammer (2006) zeigen, dass im Kronenbereich keine, wohl aber im Stammbereich Unterschiede bei den drei Bestandestypen bestehen. Im Kronenbereich finden sich auf Douglasie mehr zoophage, auf Fichte mehr xylophage Arthropoden. Die oft aus dem Kronendach herausragenden Douglasienkronen (Abb. 30) bieten Nischen für thermophile Arten. Die Spinnendiversität in Fichten- und Douglasienbeständen sowie in Buchen-Fichten- und Buchen-Eichen-Mischbeständen ist stärker von verschiedenen, durch die waldbauliche Behandlung gesteuerten mikroklimatischen Faktoren abhängig als von der jeweiligen Baumart (Ziesche und Roth 2008).

**Positive Auswirkungen auf versorgende, regulierende und kulturelle Ökosystemleistungen: z. B. Holzproduktion, erhöhte Produktivität der Wälder und Kohlenstoffaufnahme, Minderung von Naturgefahren und Klimaregulierung, Bodenbildung, Erosi-**



### **onsschutz und andere Schutzfunktionen der Wälder, ökologische und kulturelle Vorteile (z. B. Zierbäume)**

Durch Beimischung der Douglasie in Buchenbeständen wird insbesondere auf mageren Böden eine höhere Zuwachslleistung erreicht als in reinen Buchenbeständen (engl. Overyielding; Lu et al 2018). (Q2)

Die Autoren kamen zu dem Schluss, dass Mischungen aus Douglasie und Fichte bei der Bindung von C und N im Boden besonders effektiv sind, und betonten den Nutzen von Mischbeständen im Hinblick auf die Stabilität des Ökosystems, die C-Bindung und die Minimierung des N-Exports in das Grundwasser. Regionale Befunde, wonach die C-Vorräte im Waldboden in Mischungen der Rotbuche mit Nadelbaumarten, einschließlich der Douglasie, im Vergleich zu Buchen-Monokulturen erheblich zunehmen, wurden durch eine kürzlich durchgeführte Metaanalyse bestätigt, die Waldstandorte von Dänemark im Norden bis Österreich im Süden und von Ostfrankreich im Westen bis Zentralpolen im Osten umfasste. In dieser Studie wurde festgestellt, dass die organischen C-Vorräte im Waldboden von Buchen-Douglasien-Mischbeständen im Vergleich zu Buchen-Monokulturen bis zu doppelt so hoch sind (Rehshuh et al., 2021). Nach Ansicht dieser Autoren könnte in diesem Zusammenhang auch die Streuqualität der Wurzeln eine wichtige Rolle spielen. Insgesamt ergab die Beimischung von Nadelbäumen, einschließlich Douglasie, zu Buchenbeständen eine jährliche Zunahme des organischen C im Boden von 0,1 Mg ha<sup>-1</sup> (Rehshuh et al., 2021). Um eine übermäßige Nährstoffauswaschung und eine Verarmung der Basiskationen im Boden zu verhindern, was insbesondere nach einem Waldsterben wichtig wäre, dürften Buchen-Douglasien-Mischbestände bei regelmäßiger Waldbewirtschaftung die Fruchtbarkeit der Waldböden und die Bereitstellung von Ökosystemleistungen wie hochwertigen Trinkwasserressourcen besser erhalten als Nadelbaum-Monokulturen (Cremer und Prietzel, 2017). (Q10)

In Erholungswäldern kommen ästhetische Überlegungen hinzu, wobei dekorative Arten bevorzugt werden, die auffällige Blüten aufweisen (Tulpenbaum), deren Laub sich im Herbst intensiv verfärbt (Roteiche) oder die rasch zu Baumgiganten heranwachsen (Douglasie, Mammutbaum).(Q5) Douglasie

weiß eine hohe Produktivität auf und wird monetär besser honoriert als Fichte (Q3).

**Wirtschaftliche Kosten invasiver Arten: z. B. Verluste an biologischer Vielfalt, verringerte Ökosystemleistungen, Kosten für die Bekämpfung invasiver Arten und die Milderung ihrer Auswirkungen, Wiederherstellung von Ökosystemen**

-

**Negative Auswirkungen auf die Gesundheit und das Wohlbefinden des Menschen: z. B. NNT Pollen, die beim Menschen Allergien auslösen, NNT, die den Nutzen der Interaktion zwischen Mensch und Natur verringern**

-

## **Management**

**Kontroll- und Eindämmungsstrategien: Verhinderung der absichtlichen Einschleppung**

-

**Kontroll- und Eindämmungsstrategien: Verhinderung der unerwünschten Ausbreitung**

Die Einrichtung von Pufferzonen und die Beseitigung unerwünschter Verjüngung wird auch von Bindewald et al. (2021) empfohlen. Bei der Suche nach ausreichenden Größen einer Pufferzone schlagen Holderegger et al. (2017) vor, aus pragmatischen Gründen mit Pufferzonenflächen mit einem Mindestradius von 500 m um Vorkommen der Douglasie zu beginnen. Darüber hinaus empfehlen sie, genetische Untersuchungen zur Naturverjüngung der Douglasie durchzuführen, um ihr Potenzial zur Fernausbreitung zu untersuchen. In anderen Wäldern sollte die Douglasie in der Regel in Kombination mit einheimischen Baumarten angebaut werden, wobei die Rotbuche eine besonders geeignete Art ist (Ammer et al., 2016). Dort würde eine Pflanzung der Douglasie als Einzelbaum oder in kleinen Gruppen auch negative Folgen für naturschutzfachlich schützenswerte Waldbiozönosen weitgehend ausschließen (Ammer und Utschick, 2004). (Q10)

Vorsorglich sollte die Douglasie nicht in der Nähe von trockenem und artenreichem Grünland, spärlich bestockten Felshängen oder xerothermen offenen Eichenwäldern angebaut werden (Ammer et al.,2016). (Q11)

Die Studie von Eberhard und Hasenauer (2018) zeigt auch, dass sich die nicht einheimische Douglasie auf natürliche Weise gut verjüngt, aber die jungen Douglasien einer starken Konkurrenz durch die einheimischen Baumarten ausgesetzt sind, vor allem durch die Rotbuche, die die Douglasie allmählich verdrängt. Dies deutet darauf hin, dass die Douglasie in den untersuchten Beständen kein invasives Verhalten an den Tag legt und durch die natürliche Sukzession einheimischer Baumarten wie der Rotbuche verdrängt wird, wenn sie nicht durch die Forstwirtschaft gefördert wird. (Q12)

**Kontroll- und Eindämmungsstrategien: rasche Ausrottung bei Neueinschleppung**

-

**Kontroll- und Eindämmungsstrategien: Beseitigung unerwünschter Verjüngung**

Auf bestimmten Sonderstandorten sollte die Baumart jedoch nicht angebaut werden bzw. die Naturverjüngung mechanisch entfernt und Pufferzonen zu geschützten Biotopen eingehalten werden. (Q1)

Die Douglasie benötigt laut (Hermann,2003) für die erfolgreiche Etablierung ihrer natürlichen Verjüngung nicht viel Licht. In späteren Stadien steigt ihr Lichtbedarf jedoch stark an. Da das Lichtangebot in bewirtschafteten Waldbeständen relativ leicht zu kontrollieren ist, gibt es Bewirtschaftungsmöglichkeiten, um eine unerwünschte Verjüngung der Douglasie zu verhindern. (Q11)

**Kontroll- und Eindämmungsstrategien: Kontrolle von Samenbanken**

-

**Überwachung: Überwachungsmaßnahmen zur Unterstützung der Früherkennung**

Differenzierte Auswertungen von systematisch erhobenen Inventurdaten leisten einen wichtigen Beitrag für die Invasivitätsbewertung eingeführter Baumarten. Durch weitere, ähnliche Auswertungen verschiedener Waldinventuren können das Management eingeführter Baumarten und der Schutz wertvoller Biotope verbessert werden. (Q1)

Zusätzliches Monitoring und sorgfältige Beobachtung könnten notwendig sein, um potenziell invasive Entwicklungen aufgrund

von Zeitverzögerungseffekten und der zunehmenden Anbaufläche rechtzeitig zu bewältigen. (Q11)

**Waldbauliche Maßnahmen zur Eindämmung der Ausbreitung: Auswahl der Baumarten, Niederwaldpflege, Erhaltung oder Förderung eines geschlossenen Kronendachs, Entastung**

Da Douglasien-Naturverjüngung insgesamt nur in einem geringen Anteil der geschützten Waldbiotope (dh. 165,9 ha in BW) verzeichnet wurde, erscheint eine erfolgreiche waldbauliche und betriebliche Steuerung dieser Baumart durchaus möglich (z.B. durch Pufferzonen und Biotoppflege) (Q1)

## Literaturverzeichnis

**Q1:** Bauhus J, Bindewald A (2017): Douglasie Risiken, Potenziale und Invasivitätsbeurteilung (Link: [https://www.researchgate.net/publication/316669225\\_Douglasie\\_Potenziale\\_Risiken\\_und\\_Invasivitaetsbewertung](https://www.researchgate.net/publication/316669225_Douglasie_Potenziale_Risiken_und_Invasivitaetsbewertung))

**Q2:** Wohlgemuth T, Moser B, Pötzelsberger E, Rigling A, Gossner M (2021): Über die Invasivität der Douglasie und ihre Auswirkungen auf Boden und Biodiversität (Link: <https://meridian.allenpress.com/szf/article/172/2/118/462429/Uber-die-Invasivitat-der-Douglasie-und-ihre>)

**Q3:** Steinmetz A, Bauhus J (2016): Naturverjüngung der Douglasie im Stadtwald Freiburg – invasiv?

**Q4:** Bachmann M, Konnert M, Schmiedinger A (2009) Vielfalt schaffen, Risiko verringern-Gastbaumarten als Alternative zur Fichte (Link: <https://www.lwf.bayern.de/mam/cms04/waldbau/dateien/w63-vielfalt-schaffen-risiko-verringern.pdf>)

**Q5:** Brang P, Pluess A.R, Bürgi A, Born J (2016): Potenzial von Gastbaumarten bei der Anpassung an den Klimawandel (2016) (Link: <https://www.dora.lib4ri.ch/wsl/islandora/object/wsl:10483>)

**Q6:** Vor T, Spellmann H, Bolte A, Ammer C (2015): Potenziale und Risiken eingeführter Baumarten: Baumartenportraits mit naturschutzfachlicher Bewertung - 4.12 Douglasie (Pseudotsuga menziesii (Mirb.) Franco)

**Q7:** Bindewald A, Michiels H.G (2019): Quantifying invasiveness of Douglas fir on the basis of natural regeneration in south-west Germany (Link: [https://www.researchgate.net/publication/311591633\\_Quantifying\\_invasiveness\\_of\\_Douglas\\_fir\\_on\\_the\\_basis\\_of\\_natural\\_regeneration\\_in\\_south-western\\_Germany](https://www.researchgate.net/publication/311591633_Quantifying_invasiveness_of_Douglas_fir_on_the_basis_of_natural_regeneration_in_south-western_Germany))

**Q8:** Brus R, Pötzelsberger E, Lapin K, Brundu G, Orazio C, Straigyte L, Hasenauer H (2019): Extent, distribution and origin of non-native forest tree species in Europe (Link: [https://www.researchgate.net/publication/336731562\\_Extent\\_distribution\\_and\\_origin\\_of\\_non-native\\_forest\\_tree\\_species\\_in\\_Europe](https://www.researchgate.net/publication/336731562_Extent_distribution_and_origin_of_non-native_forest_tree_species_in_Europe))

**Q9:** Fanal A, Mahy G, Fayolle A, Monty A (2021): Arboreta reveal the invasive potential of several conifer species in the temperate forest of western Europe (Link: <https://neobiota.pensoft.net/article/56027/download/pdf/>)

**Q10:** Thomas F.M, Rzepecki A, Werner W. (2021): Non-native Douglas fir (*Pseudotsuga menziesii*) in Central Europe: Ecology, performance and nature conservation (Link: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112721010495>)

**Q11:** Lange F, Ammer C, Leitinger G, Seliger A, Zerbe S (2022): Is Douglas Fir [*Pseudotsuga menziesii* (Mirbel) Franco] Invasive in Central Europe? A Case Study From South-West Germany (Link: <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/ffgc.2022.844580/full>)

**Q12:** Eberhard B, Hasenauer H (2018): Modeling Regeneration of Douglas fir forests in Central Europe (Link: <https://www.forestsscience.at/artikel/2018/1/modeling-regeneration-of-douglas-fir-forests.html>)

**Q13:** Bindewald A, Wedler A, Michiels H-G (2018) Invasivitätsbewertung der Douglasie - Ausschlussflächen für ihren Anbau in Baden Württemberg (Link: [https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&cad=rja&uact=8&ved=2ahUKEwic36m0zJb5AhUxh\\_0HHfAgCMAQFnoE-CAGQAQ&url=https%3A%2F%2Fwww.fva-bw.de%2Ffileadmin%2Fpublikationen%2Ffeinblick%2Ffeinblick201802.pdf&usq=AOvVaw2fvZn5iaGnUDvUcw0HMYZ](https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&cad=rja&uact=8&ved=2ahUKEwic36m0zJb5AhUxh_0HHfAgCMAQFnoE-CAGQAQ&url=https%3A%2F%2Fwww.fva-bw.de%2Ffileadmin%2Fpublikationen%2Ffeinblick%2Ffeinblick201802.pdf&usq=AOvVaw2fvZn5iaGnUDvUcw0HMYZ))

# Roteiche

## (*Quercus rubra*)

Bei dieser Baumartenzusammenfassung handelt es sich um die Ergebnisse der Literaturrecherche. Hier wurde aus mehreren zusammenfassenden Werken direkt zitiert. Diese sind durch die „Q-Nummer“ am Ende jedes Absatzes vermerkt. Die Originalzitate wurden zur besseren Nachvollziehbarkeit im Text belassen. Die Untenstehenden Textpassagen wurden direkt oder nach voriger Übersetzung<sup>9</sup> aus dem Originalwerk (siehe Q-Nummer) herauskopiert und dienen der Zusammenfassung der Literaturrecherche. Die Texte sind geistiges Eigentum der zitierten Originalwerke.



Abbildung 55: Roteiche ©BFW

## Ökologie

### Konkurrenzfähigkeit

Hinsichtlich ihrer sukzessionalen Stellung nimmt *Q. rubra* aufgrund ihrer Ausbreitungs- und Verjüngungsmechanismen (Crow 1988, Aizen und Patterson 1990, Desmarais 1998, Gribko et al. 2002, Moran 2010) sowie ihrer zwar durch andere Wachstumsfaktoren modifizierten, allgemein aber nur mäßigen bis mittleren Schattentoleranz eine Zwischenposition ein. Die Anpassung an bestimmte Störungen wie Waldbrand (Abrams 1992, Lear et al. 2000) und spezielle morphologische Merkmale und physiologische Fähigkeiten, z. B. die Fähigkeit, gewisse Zeit unter dichtem Schirm zu überdauern (Johnson et al. 2002,

Major et al. 2013) und auf die Entstehung von Übershirmungslücken zu reagieren („edge conditions“, Johnson et al. 2002, Kuehne et al. 2014) ermöglichen ihr die Besetzung bestimmter ökologischer Nischen. In Abwesenheit von Störungen üben Standorteigenschaften wie Seehöhe, Standortgüte und Exposition einen starken Einfluss auf die Häufigkeitsmuster von Eichen verschiedener Entwicklungsstadien aus (Collins und Carson 2004). Demnach kommt etablierte Verjüngung von *Q. rubra* bevorzugt bei geringerer Seehöhe, auf weniger produktiven Standorten und auf Oberhängen und Rücken vor. Die Schattentoleranz von *Q. rubra* wird allgemein als mäßig bis mittel eingeschätzt, in Deutschland zwischen der von Traubeneiche und Rotbuche. Eine vergleichende Zusammenstellung vieler Baumarten (Niinemets und Valladares 2006) sieht die Schattentoleranz von *Q. rubra* bei 2,75 (Skala von 0-5), damit kaum über der von Traubeneiche (2,73), etwas über Stieleiche (2,45) und weit unter heimischen Schattbaumarten wie Rotbuche (4,56), Winterlinde (4,18) und Hainbuche (3,96). Bei dichter Übershirmung verkümmern junge Roteichen, gegen Buchenverjüngung können sie sich in der Regel nicht durchsetzen (Abb. 35). In der Schattentoleranz und der Konkurrenzstärke ist *Q. rubra* den heimischen Arten Stieleiche und Traubeneiche in allen Entwicklungsstadien deutlich überlegen (Zimmerle 1950, Vor und Lüpke 2002, 2004, Kuehne et al. 2014, Stratmann und Warth 1987). In frühen Entwicklungsstadien zeigt sie auch gegenüber als schattentoleranter geltenden heimischen Baumarten wie Bergahorn und Hainbuche ein erstaunliches Behauptungsvermögen (Major et al. 2013), ohne dass die Schattentoleranz zunächst mit dem für invasive Baumarten charakteristischen rasanten und überlegenen Sprosswachstum verbunden war (Kuehne et al. 2014). Dabei wird häufig das ausgesprochen phototrope Wachstum der Roteiche deutlich, das ihr hilft, verfügbaren Kronenraum zu besetzen (Abb. 36). Unter Freiflächenbedingungen und in

<sup>9</sup> Übersetzungsfehler vorbehalten. Im Zweifelsfall Textquelle (Q-Nummer) konsultieren.

Lücken bzw. unter einem lichterem Schirm bleibt *Q. rubra* auch gegenüber der Rotbuche zunächst relativ konkurrenzstark (Vor und Lüpke 2002, Mews 2012). Unter geschlossenem Laubholzschirm ist das Höhenwachstum von *Q. rubra*-Verjüngung jedoch dem der Rotbuche unterlegen. In gleichaltrigen Mischungen auf der Freifläche holt die Rotbuche mit der Zeit immer weiter auf und erreicht ohne eine waldbauliche Konkurrenzsteuerung die Höhe von *Q. rubra* vor dem Alter von 100 Jahren mit gewissen Differenzierungen in Abhängigkeit von der Standortgüte (Stratmann und Warth 1987). (Q4)

#### Invasives Verhalten andernorts

In Deutschland ist *Q. rubra* bisher nicht als besonders invasiv hervorgetreten (Vor 2005). Berichte von erfolgreichen Ausbreitungen stammen hauptsächlich von ärmeren, trockeneren Standorten mit geringem Wildeinfluss (Dreßel und Jäger 2002, Vor 2005). Sich bisher punktuell ergebende Konflikte mit Biotopschutzziele führten zu einer Einstufung als potenziell invasive bzw. invasive Art aus Sicht des Naturschutzes (Dreßel und Jäger 2002, Kowarik 2002 und 2003, Starfinger Starfinger und Kowarik 2003, Nehring et al. 2013b). Berichte über die Invasivität von *Q. rubra* aus anderen europäischen Ländern wie Belgien (Vansteenkiste et al. 2005, Branquart et al. 2007) und den Niederlanden (Oosterbaan und Olsthoorn 2005) beschreiben im Gegensatz zur bisherigen Situation in Deutschland eine Zunahme der Naturverjüngung von *Q. rubra* vor allem unter dem lichten Schirm von Kiefernbeständen auf armen Sandstandorten. Allerdings liegen die Anteile von fruktifizierender *Q. rubra* an der Gesamtbestockung hier viel höher (z. B. in Flandern ca. 5 %). Das Einwandern von *Q. rubra*, die auch in ihrem amerikanischen Heimatareal als Art mittlerer Sukzessionsstadien gilt (Thompson et al. 2013), in lichte Kiefernbestände frühsukzessionaler Stadien ist bei Vorhandensein eines hohen Samenpotenzials nicht außergewöhnlich und eine unter diesen Bedingungen den heimischen Eichenarten überlegene Konkurrenzstärke weitgehend unstrittig (Vor und Lüpke 2004, Kuehne et al. 2014). Auch in Ländern des östlichen Zentraleuropas wie Tschechien und Polen wird *Q. rubra* als invasive Art eingestuft (Möllerová 2005, Pyšek et al. 2012, Woziwoda et al. 2014). In eine ähnliche Richtung gehen etliche weitere, z. T. auch auf umfangreicheren

Untersuchungen beruhende Berichte zum Einfluss von *Q. rubra* auf natürliche und „halbnatürliche“ Waldgesellschaften in Polen (Adamowski 2002, Chmura 2004, 2013) und Litauen (Riepšas und Straigytė 2008, Marozas et al. 2009, Straigytė et al. 2012). Von ihnen wird vor allem der Verdrängungseffekt einwandernder oder künstlich begründeter *Q. rubra* unter dem lichten Schirm von Kiefern- oder Kiefern-Stieleichenwäldern auf die für diese Waldgesellschaften typische, lichtbedürftige Bodenvegetation als negativ hervorgehoben. Die gleiche Verdrängungswirkung durch Beschattung beschreiben Marozas et al. (2014) allerdings für die in Litauen nicht heimische, eingeführte Rotbuche. Da in Deutschland die Rotbuche auf den allermeisten Standorten die Schlusswaldbaumart darstellt, sind die Folgerungen der polnischen und litauischen Arbeiten nur bedingt auf die hiesigen Verhältnisse übertragbar. (Q4, Q9)

#### Regenerationspotential: Möglichkeit zur Anlage von Samenbanken

Ein Überliegen der großen inhaltsstoffreichen Früchte kommt so gut wie nicht vor, was eine Samenbankbildung vollständig ausschließt. (Q4)

#### Regenerationspotential: zur vegetativen Vermehrung

Roteiche hat ein gutes Stockausschlagsvermögen. (Q1)

#### Regenerationspotential: Samenproduktion

Roteichenbestände fruktifizieren ab einem Alter von ca. 25 Jahren (Sander 1990) und können bis ins hohe Alter reichlich Samen produzieren (Göhre und Wagenknecht 1955). Kormanik et al. (2006) berichteten von Fruchtausatz bereits im Alter von 8 Jahren für einen aus hochwertigem Pflanzgut begründeten, gut gepflegten Bestand auf sehr gutem Standort. *Q. rubra* ist monözisch. Wie bei den anderen Eichenarten der Sektion Lobatae tritt die Fruchtreife erst im zweiten Jahr ein, im Gegensatz zu den Weißeichen einschl. Stiel- und Traubeneiche mit ihrem einjährigen Zyklus. Die Blüten erscheinen kurz vor oder mit dem Blattaustrieb im April bis Mai. Gute Mastjahre treten in Amerika alle zwei bis fünf Jahre auf (Gribko et al. 2002), in Deutschland eher alle 2 bis 3 Jahre, wobei es kaum Jahre ohne Fruchtausatz gibt (Göhre und Wagenknecht 1955). Erwähnenswert ist die unter den Einzelbäumen eines Bestandes starke Variation der Frukti-

fikation, die oft stärker ausgeprägt ist als Unterschiede zwischen den Beständen. Außerdem wurde bei einer 4-jährigen, großräumigen Untersuchung in Pennsylvania starkes Fruchten der Bestände nicht zeitlich synchron festgestellt, was v. a. auf das lokal unterschiedliche Auftreten von Spätfrösten während der Blüte zurückgeführt wurde. Durch dieselbe Studie wurden max. Sammenmengen von 750.000 Eicheln je ha (etwa 2 t je ha) berichtet (Auchmoody et al. 1993). Die Bestandesdichte soll sich nach amerikanischen Angaben (Auchmoody et al. 1993, Healy et al. 1999) nicht stark auf das Fruchten auswirken, nach Angaben für Bestände in Deutschland aber doch eine gewisse Bedeutung besitzen (Göhre und Wagenknecht 1955). Eicheln sind in starken Mastjahren durchschnittlich größer und schwerer als bei Sprengmasten. Das ist bedeutend, da die Eichelgröße mit der Konkurrenzstärke der resultierenden Pflanze noch über Jahre korreliert ist (Johnson et al. 2002). Im ursprünglichen Herkunftsgebiet von *Q. rubra* gibt es sehr viele Fressfeinde, v. a. viele Vögel und Kleinsäuger, für die die Eicheln eine wichtige fett- und eiweißreiche Nahrungsgrundlage bilden, so wie ausgesprochene, teils stark spezialisierte Saatgutschädlinge wie Eichelbohrer und Eichelwickler. Deshalb steht in schwächeren Samenjahren weniger als ein Prozent der Eicheln für die Reproduktion zur Verfügung, und auch bei Vollmasten sind es mitunter kaum 5 % (Kormanik et al. 2006). (Q4)

### Samenausbreitungsdistanz

Der Großteil der Samen wird nicht über Distanzen von mehr als 150 m verbreitet. Dementsprechend nehmen die Verjüngungsdichten mit zunehmender Entfernung vom Mutterbestand deutlich ab (Dreßel und Jäger 2002, Riepšas und Straigytė 2008), sodass im Abstand von über 150 m nur noch sehr wenige Jungpflanzen vorkommen. (Q4)

Die Sämlingsdichte direkt unter Samenbäumen erreichte 125 Stämme pro Quadratmeter, das Fehlen von Sämlingen in einer Entfernung von mehr als 15m von einem Samenbaum deutet auf eine begrenzte Samenausbreitung hin. (Q5)

An Standorten mit hoher Fruchtbarkeit werden die Keimlinge in einem nicht allzu großen Radius verbreitet. An Standorten mit mittlerer Fruchtbarkeit sind Gruppen von einem Radius von 0,5km verbreitet. Einzelne Sämlinge verbreiten sich in einem Radius von 1,5km. (Q8)

Die Ausbreitungsdistanz der Roteiche beträgt 150 – 4000m (Dreßel and Jäger 2002, Nagel 2015, Riepšas and Straigytė 2008). (Q9)

### Ausbreitungsmechanismen

Kleinsäuger verstecken die Eicheln eher in unmittelbarer Nähe des Fundortes oder fressen sie sofort (Sork 1984, Gribko et al. 2002). (Q4)

Die effektivsten Vektoren für die Überwindung größerer Entfernungen sind auch in Amerika Hähersarten (hier hauptsächlich der Blauhäher, *Cyanocitta cristata*), die neben Tauben bereits in der nacheiszeitlichen Rückwanderung eine große Rolle gespielt haben sollen (Aizen und Patterson 1990) und für die Transportentfernungen von bis zu 4 km mitgeteilt werden (Johnson et al. 2002). In Europa ist die natürliche Eichenverjüngung durch Hähersaat ebenfalls untersucht worden. (Q1, Q4)

Für Europa werden die amerikanischen Angaben zu möglichen Verbreitungsentfernungen bestätigt, einzig Otto (1996) gibt deutlich darüber hinausgehende 10 km an. Herauszustellen ist die eindeutige Präferenz des einheimischen Eichelhähers (*Garrulus glandularius*) für die großen, länglichen Früchte der Stieleiche (Bossema 1979, Bieberich 2014). Die Früchte der Roteiche werden nur bei Mangel an Eicheln von Trauben- und Stieleiche angenommen bzw. bei gleichzeitigem Angebot von Stieleicheln in deutlich geringerer Menge (Dreßel und Jäger 2002, Myczko et al. 2014). Letztere Autoren sehen die Ursache dafür v. a. in einem sehr hohen Tanningehalt der Roteicheln. (Q4)

### Taxonomie

*Quercus rubra* L.

### Baumwachstum und natürliche Verjüngung: Boden, Klima, Licht

Das natürliche Verbreitungsgebiet von *Q. rubra* ist durch eine weite Spanne klimatischer und edaphischer Bedingungen gekennzeichnet. Die jährlichen Niederschlagsmengen liegen zwischen 760 mm (Dreßel und Jäger 2002: Minimum 600 mm) im Nordwesten und 2.030 mm in den südlichen Appalachen, die Jahresmitteltemperaturen zwischen 4,5 und fast 16 °C (Sander 1990, Tirmenstein 1991, Thompson et al. 1999). *Q. rubra* erträgt sehr kalte Winter (Januar-Mittel von -14 °C) und sehr heiße Sommer (Juli-Mittel bis 26 °C).

Im trockeneren Teil des Verbreitungsgebiets fällt mindestens die Hälfte der Niederschläge in der Vegetationsperiode. Allerdings können neben nassen Perioden durchaus auch längere Trockenphasen in der Vegetationszeit auftreten (Bauer 1953a). Die Spanne der Vegetationsperiodenlänge reicht von 100 Tagen im Norden bis zu 220 Tagen im Süden des Verbreitungsgebiets. Im Ohio-Tal und an den Westhängen der Allegheny Mountains, wo die Roteiche die besten Wuchsleistungen erzielt, liegen die durchschnittlichen Jahresniederschläge bei 1.000 mm, die Hälfte davon in der Vegetationszeit, die Jahresdurchschnittstemperatur bei 12,8 °C bei einer Länge der Vegetationsperiode von 160 Tagen. Standortlich bevorzugt *Q. rubra* Unter- und Mittelhanglagen mittlerer Nährstoffversorgung, vorrangig in Nord- und Ostexposition, sowie gut drainierte Plateaus und Täler („mesic sites“). Ausgeprägt trockene oder staunasse Standorte werden in der Regel gemieden, die Besiedlung sehr trockener Standorte ist aber möglich (Desmarais 1998). Das beste Wachstum zeigt sie auf tiefgründigem, sandigem Lehm mit leicht saurem pH-Wert, sie wächst aber auch auf Lehm, Ton und sandigen bis kiesigen Böden. Über ihre Toleranz gegenüber Kalk-Standorten, auf denen sie nach Tirmenstein (1991) ebenfalls vorkommt, findet man in der älteren deutschen Literatur widersprüchliche Angaben (Schenck 1939, Kleiber 1954, Anonymus 1955). Neue Ergebnisse von Major et al. (2013) legen nahe, dass Roteichen-Naturverjüngung Standorte mit hohem Carbonatgehalt meidet. (Q4)

## Ausmaß und Verbreitung

### Verbreitungsgebiet (heimisch und eingebracht)

Das große natürliche Verbreitungsgebiet von *Q. rubra* liegt in den östlichen USA und dem angrenzenden Südosten Kanadas. Es erstreckt sich von der Atlantikküste bis an den Rand der Prärien und damit bis in den äußersten Osten der US-Bundesstaaten Oklahoma, Kansas und Nebraska sowie über weite Teile Minnesotas. Im Süden reicht das Areal bis in die westlichen Teile von North und South Carolina sowie Georgia und schließt dabei Alabama nahezu vollständig ein, ohne jedoch die Golfküste zu erreichen. Südliche Inselvorkommen gibt es darüber hinaus in Mississippi und Louisiana. Im Norden wächst *Q. rubra* im gesamten Gebiet der Großen Seen bis in das südliche Ontario, in Quebec bis zum südlichen Teil der Gaspé-Halbinsel und in New Brunswick,

Nova Scotia und den Prince Edward Islands (Little 1971, USDA NRCS 2002.).(Q4, Q1)

Die höhenzonale Verbreitung von *Q. rubra* reicht bis in Höhenlagen von 1.600 m in den südlichen Appalachen (u. a. Schenck 1939, Sander 1990), nach anderen Angaben sogar bis 1.800 m ü. NN (USDA NRCS 2002), im nördlichen Teil des Verbreitungsgebiets jedoch deutlich weniger hoch (Tirmenstein 1991). Bis zu 15 weitere Eichenarten kommen im natürlichen Verbreitungsgebiet von *Q. rubra* vor (Johnson et al. 2002). *Q. rubra* wurde 1691 nachweislich in der Schweiz eingeführt (Badoux 1932) und gelangte damit als eine der ersten amerikanischen Eichenarten nach Europa (Göhre und Wagenknecht 1955). Zunächst häufig als Parkbaum gepflanzt, erlangte sie in Deutschland ungefähr ab der Mitte des 18. Jahrhunderts erste forstliche Beachtung (Grundner 1921, Göhre und Wagenknecht 1955, Stratmann 1988). Derzeit macht der Flächenanteil von *Q. rubra* im Hauptbestand 0,4 % der Waldfläche Deutschlands aus, dies entspricht ca. 44.000 ha (BMVEL 2005). Damit ist die Roteiche die flächenmäßig bedeutendste eingeführte Laubbaumart. Gewisse Schwerpunkte nach den absoluten Flächengrößen des forstlichen Anbaus liegen neben Deutschland in Frankreich (Magni Diaz 2004), in Belgien (Vansteenkiste et al. 2005) und den Niederlanden (Oosterbaan und Olsthoorn 2005). *Q. rubra* fehlt nach Dreßel und Jäger (2002) im extrem ozeanischen Bereich (Nordengland, Schottland, Irland, nördliche Niederlande und Westdänemark). Im Osten erreicht *Q. rubra* mit der erfolgreichen Behauptung in der Wolgaregion um Saratow einen deutlich kontinentalen Klimabereich mit Jahresniederschlägen zwischen 400 und 500 mm und einer Temperaturdifferenz von über 30 °C zwischen dem kältesten und dem wärmsten Monat (Jakushev und Beresuzkij 2007). (Q4)

Die Roteiche ist eine der häufigsten nicht heimischen Baumarten in europäischen Wäldern, die 345.333 ha in 24 Ländern bedeckt (Brus et al. 2019). (Q9)

## Auswirkungen

### Einfluss auf Biodiversität und Ökosystemmuster und Prozesse

Die Einführung von Roteichen in den Restbeständen von Laubmischwäldern in Nordwestitalien hat die Bodeneigenschaften stark verändert, vor allem durch eine Veränderung des Umsatzes organischer Stoffe,

die wiederum die Wiederaufnahme von Nährstoffen in den Boden beeinflussen. Die Auswirkungen hingen jedoch von der Art des Elements ab, wobei Mg und K am wenigsten und Ca und P am meisten betroffen waren. In gut entwickelten Böden, in denen P ein begrenzender Faktor für das Pflanzenwachstum ist und der Kationenaustauschkomplex durch die Auswaschung basischer Kationen bereits erschöpft ist, können die durch die gebietsfremde Roteiche hervorgerufenen Veränderungen das Ökosystem an eine Grenze treiben, an der die Wiederherstellung der ursprünglichen Wälder nicht mehr möglich ist. Die Strategie invasiver Arten, durch Konkurrenzmechanismen die inhärenten Interaktionen zwischen seit langem vergesellschafteten einheimischen Arten zu stören, wird daher auf wenig fruchtbaren Böden besonders wirksam und stellt letztlich eine Bedrohung für die biologische Vielfalt und die Ökosystemleistungen dar. (Q7)

### Hybridisierung

Die Bildung von Art-Hybriden unter Beteiligung von *Q. rubra* ist nur mit anderen Eichenarten der Sektion Lobatae möglich. Entsprechende Hybriden wurden identifiziert und beschrieben. Tirmenstein (1991) nennt sechs, Magni Diaz (2004) sieben bisher gefundene Hybriden. Eine Hybridisierung mit den heimischen Arten Trauben- und Stieleiche, die zur Sektion der Weißeichen gehören, ist dagegen vollständig ausgeschlossen. (Q4, Q6)

### Verdrängung einheimischer Arten: Veränderungen im Lebensraumangebot für einheimische Taxa

Bezüglich ihrer Auswirkungen auf den Standort wird *Q. rubra* häufig eine schlechte Streuzersetzung bescheinigt (Wittich 1943, 1961, Thomasius und Hartig 1989, Dreßel und Jäger 2002, Goßner 2004a, Gulder 1999, Nehring et al. 2013b). Als Ursache verzögerter Streuzersetzung wird die in Europa bislang geringe Anpassung der Zersetzerfauna an die Eigenschaften der Roteichenstreu angesehen, während im Gegensatz dazu eine Untersuchung aus North Carolina gerade für *Q. rubra* eine hohe Anpassung und Spezialisierung bestimmter streuzersetzender Arten zeigte (Hansen 1999). Unterschiedliche Angaben zur Streuzersetzung in Deutschland legen eine differenziertere Betrachtung u. a. in Abhängigkeit von Standortgüte und Baumartenmischung nahe. Ebert (2006) gab

das C/N-Verhältnis der Laubstreu von *Q. rubra* mit 50 und damit im Bereich der heimischen Eichen und Buche an, ähnlich lag der von Wittich (1961) mitgeteilte Wert von 53 – etwas höher als für heimische Eiche (40) und Buche (45) in derselben Untersuchung. Gleichzeitig nannte er für arme ungedüngte Böden relativ günstige Calcium- und Stickstoffgehalte der Roteichenstreu. Die Stickstoffgehalte wurden durch Heinsdorf et al. (2011) auf einem armen Standort im nordostbrandenburgischen Jungdiluvium bestätigt, aber bei sehr geringen Calciumgehalten. Einen Versuch zur Streuzersetzung verschiedener Laubbaumarten (Stieleiche, Roteiche, Spitzahorn und Bergahorn sowie Eschenblättriger Ahorn) auf gleichem Standort unter definierten Bedingungen beschrieben Straigytė et al. (2009). *Q. rubra* produzierte die größte Streumenge mit dem höchsten C/N-Verhältnis der frischen Streu aller untersuchten Baumarten (75 gegenüber 37 bei Stieleiche). Durch den schnellen Kohlenstoffabbau bei *Q. rubra* hatten sich die C/N-Verhältnisse von Rot- und Stieleiche nach 275 Tagen deutlich angenähert (31 bzw. 25). Heinsdorf (2002) betrachtete die Streuzersetzung von *Q. rubra* bei unterschiedlicher Standortgüte. Er fand in vier über 100-jährigen Roteichenbeständen auf gut nährstoffversorgten, sandüberlagerten Geschiebelehmstandorten in Nordostdeutschland in der Auflage durchweg einen mullartigen Moder mit reichem Regenwurmbesatz. Die pH-Werte in den Humusaufgaben und den Oberböden lagen vergleichbar mit Douglasie. Im Mineralboden herrschte eine gute Qualität der organischen Bodensubstanz. Gute Ca-, K- und Mg-Gehalte im Mineralboden entsprachen denen benachbarter, gleichalter Eichenbestände. Auf mäßig nährstoffversorgten Standorten herrschten wie unter heimischen Eichen moderartige Humusformen vor. Eine „ökologische Anbaugrenze“ in Form der Ausbildung von Rohhumusschichten sieht Heinsdorf (2002) auf ziemlich armen, mäßig frischen Standorten. Nach Wittich (1943) ist nicht allein die Streuzersetzung bestimmend für die Wirkung einer Baumart auf den Bodenzustand, sondern auch der Einfluss auf das Boden- und Bestandesklima, die Bodenvegetation sowie die Wurzelausbildung. In dieser Hinsicht beurteilte er *Q. rubra* als günstig. Nach Göhre und Wagenknecht (1955) führt ihre stärkere Beschattung gegenüber Kiefer, aber auch gegenüber den heimischen Eichen, gerade auf schwächeren Standorten, zu einer Unterdrückung dichten Graswuchses und damit zu einem günstigen Einfluss auf den Bodenwasserhaushalt. Infolgedessen



können z. B. in Europa streng an die zu den Weißbeichen zählenden Trauben- und Stieleichen an gepassten Arthropoden nicht ohne weiteres auf *Q. rubra* übergehen (Nieukerken et al. 2012). Das Spektrum herbivorer Insektenarten, das hierzulande an *Q. rubra* vorkommt, ist deshalb deutlich kleiner als an den heimischen Eichenarten (Goßner und Simon 2005), bzw. bestimmte Arten kommen zwar an *Q. rubra* vor, präferieren jedoch eindeutig Stiel- oder Traubeneiche (Goßner 2002). (Q4)

#### **Verdrängung einheimischer Arten: Konkurrenz mit einheimischen Arten**

-

#### **Verdrängung einheimischer Arten: Potenzial zur Etablierung einer dauerhaften Population**

-

#### **Schädlinge und Krankheitserreger: Wahrscheinlichkeit der Erhöhung des Risikos von Krankheitsausbrüchen**

-

#### **Positive Auswirkungen auf die biologische Vielfalt: z. B. Bereitstellung von Lebensraum für waldbewohnende Arten**

An Roteiche können z. B. mehr Käfer- und Wanzenarten vorkommen als beispielsweise an der einheimischen Buche (Goßner 2004b). Wie verschiedene Untersuchungen zeigen, gibt es eine ganze Reihe von Arten, die vor allem die Strukturen dieser Baumart als Lebensraum nutzen, aber auch für ihre Einbindung in die Stoffkreisläufe sorgen. Prominente Beispiele geschützter Arten, für die Vorkommen an *Q. rubra* nachgewiesen wurden, sind das im unteren Stammbereich von Laubbäumen auf der Rinde lebende Grüne Besenmoos *Dicranum viride* (RP Stuttgart 2011) sowie als Totholzbesiedler der Heldbock *Cerambyx cerdo* (Volk 2004) und der Hirschkäfer *Lucanus cervus* (Schabel 2012). Das Totholz von *Q. rubra* ist schneller abbaubar als das der heimischen Eichen (Möller 1998). Seine Attraktivität für verschiedene Arten von Ambrosiapilze züchtenden, xylophagen Käfern der Gruppe Xyleborus, die maßgeblich an den frühen Zersetzungsphasen beteiligt sind, zeigten Faccoli und Rukalski (2004). Sammler et al. (2011) wiesen in Brandenburg 120 lignikole Pilzarten an *Q. rubra* nach, darunter zahlreiche in Brandenburg bzw. Deutschland seltene bzw. gefährdete Arten. Die entstehenden Strukturen können von typischen

Totholzinsekten genutzt werden. Möller (1998) fand drei überregional stark gefährdete Schnellkäferarten im Totholz von *Q. rubra*. Außerdem ist *Q. rubra* ebenso wie die heimischen Eichenarten eine ausgesprochen mykotrophe Baumart. Sammler et al. (2011) fanden 115 verschiedene Ectomykorrhizapilze an *Q. Q. rubrarubra*. In einem Roteichenbestand auf einem Rekultivierungsstandort in der Lausitz waren bei Kronenschluss im Alter von 20 Jahren 100 % der Bäume mykorrhiziert, deutliche Unterschiede in den Ectomykorrhizagemeinschaften von *Q. rubra* und Traubeneiche wurden nicht gefunden (Gebhardt et al. 2006). Untersuchungen zur Diversität der Krautschicht von *Q.-rubra*-Beständen in der Bergbaufolgelandschaft (Denkinger und Wiegler 2006) fanden hier keine artenärmere Ausprägung als in vergleichbaren Traubeneichenbeständen. Vielmehr waren die Einbettung des Waldstandorts ins Landschaftsmosaik, die Artausstattung der Umgebung und die Bestandesstruktur (Störungen) ausschlaggebend für das Vorkommen der Gefäßpflanzenarten. Balkenhol et al. (2006) untersuchten in einer unechten Zeitreihe von Roteichenbeständen auf Bergbaurekultivierungsböden die Staphiliniden- und Chilopodenfauna und verglichen sie mit Roteichen- und Traubeneichenbeständen auf gewachsenem Boden. Ein Einfluss der Eichenart auf die zoophage Bodenfauna konnte nicht festgestellt werden, vielmehr erwies sich als bedeutend, ob es sich um einen gestörten oder ungestörten Boden handelte. Roteichenaufforstungen auf Kippenstandorten beherbergten thermophile Offenlandarten und sogar einige Rote Listenspinnenarten. Auch auf die Spinnen in der Krautschicht gab es keinen Einfluss der Eichenart (Balkenhol 2006), wie er in anderen Untersuchungen für die höheren Strata des Bestandes (Kronenraum) nachgewiesen worden war (Goßner 2002 und 2004a). Insgesamt trugen Wälder aus *Q. rubra* positiv zur Gesamtdiversität von Bergbaufolgelandschaften bei. (Q4)

#### **Positive Auswirkungen auf versorgende, regulierende und kulturelle Ökosystemleistungen: z. B. Holzproduktion, erhöhte Produktivität der Wälder und Kohlenstoffaufnahme, Minderung von Naturgefahren und Klimaregulierung, Bodenbildung, Erosionsschutz und andere Schutzfunktionen der Wälder, ökologische und kulturelle Vorteile (z. B. Zierbäume)**

Das Holz lässt sich ähnlich dem der Eiche verwerten, verkernt allerdings früher und

intensiver, eignet sich infolge offener Poren nicht für Flüssigkeitsbehälter und gilt als weniger wertvoll. In Verbindung mit der für ein Laubholz hohen Massenleistung und beeindruckenden Zuwachsleistungen in der Jugend fällt die ökonomische Bewertung positiv aus. (Q1, Q4).

Die intensive Verfärbung des Laubes im Herbst wird in Erholungswäldern positiv bewertet. (Q2, Q5)

Darüber hinaus wird die Rinde der Roteiche von indigenen Völkern zu medizinischen Zwecken verwendet. (Q3)

**Wirtschaftliche Kosten invasiver Arten: z. B. Verluste an biologischer Vielfalt, verringerte Ökosystemleistungen, Kosten für die Bekämpfung invasiver Arten und die Milderung ihrer Auswirkungen, Wiederherstellung von Ökosystemen**

-

**Negative Auswirkungen auf die Gesundheit und das Wohlbefinden des Menschen: z. B. NNT Pollen, die beim Menschen Allergien auslösen, NNT, die den Nutzen der Interaktion zwischen Mensch und Natur verringern**

-

## Management

**Kontroll- und Eindämmungsstrategien: Verhinderung der absichtlichen Einschleppung**

-

**Kontroll- und Eindämmungsstrategien: Verhinderung der unerwünschten Ausbreitung**

Die mechanische Entfernung der Roteiche ist einfach möglich, da sie sich nicht vegetativ vermehrt. Um die weitere Samenproduktion und Ausbreitung von Roteiche zu verhindern, sollten ältere Bäume die etwa 40 Jahre oder älter sind zuerst gefällt werden, da die Roteiche erst mit 40 bis 50 Jahren Eicheln in großen Mengen produziert (Burkhardt 2017, USDA 2000). (Q9)

**Kontroll- und Eindämmungsstrategien: rasche Ausrottung bei Neueinschleppung**

-

**Kontroll- und Eindämmungsstrategien: Beseitigung unerwünschter Verjüngung**

-

**Kontroll- und Eindämmungsstrategien: Kontrolle von Samenbanken**

-

**Überwachung: Überwachungsmaßnahmen zur Unterstützung der Früherkennung**

Regelmäßige Begehungen von gefährdeten Beständen sind notwendig, da die Roteiche zu Stockausschlägen fähig ist. (Q9)

**Waldbauliche Maßnahmen zur Eindämmung der Ausbreitung: Auswahl der Baumarten, Niederwaldpflege, Erhaltung oder Förderung eines geschlossenen Kronendachs, Entastung**

Wenn Handeln für erforderlich gehalten wird, muss gründlich und effektiv gearbeitet werden inkl. der Erfolgskontrolle und periodischer Nachüberprüfungen. Ein- bis mehrjährige Verjüngungspflanzen von *Q. rubra* lassen sich mechanisch durch Herausziehen beseitigen, da keine Wurzelbrut gebildet wird. Eine Alternative wären die oberirdische Beseitigung und Überpflanzung mit einer Schattbaumart, z. B. Rotbuche (sofern mit dem jeweiligen Biotopschutzziel vereinbar). Ältere Roteichen werden gefällt. Stockausschläge müssen später ggf. erneut abgeschnitten werden, sofern sie nicht starkem Wildverbiss unterliegen. Auch ein Betupfen mit einem Herbizid (Glyphosat) verhindert den Neuausschlag. Für verteilt vorkommende ältere Exemplare wird auch die Möglichkeit der Ringelung genannt. Starfinger und Kowarik (2003) empfehlen in Deutschland die Bekämpfung von *Q. rubra* aus Naturschutzgründen überhaupt nur für Waldgrenzstandorte sowie Felsen und deren Umfeld. Für begrenzte Gebiete wie Felsbiotope in der Sächsischen Schweiz wurde der Aufwand einer Beseitigung einwandernder *Q. rubra* als überschaubar eingeschätzt (Dreßel und Jäger 2002). Zum vorbeugenden Schutz von Felsenbiotopen wird bei Neuanpflanzungen von *Q. rubra* ein Mindestabstand von 2 km empfohlen (Starfinger und Kowarik 2003). (Q4)

## Literaturverzeichnis

**Q1:** Bachmann M, Konnert M, Schmiedinger A (2009): Vielfalt schaffen, Risiko verringern - Gastbaumarten als Alternative zur Fichte (Link: <https://www.lwf.bayern.de/mam/cms04/waldbau/dateien/w63-vielfalt-schaffen-risiko-verringern.pdf>)

**Q2:** Brang P, Pluess A.R, Bürgi A, Born J (2016): Potenzial von Gastbaumarten bei der Anpassung an den Klimawandel (Link: <https://www.dora.lib4ri.ch/wsl/islandora/object/wsl:10483>)

natural oak hornbeam forests in south-west Germany

**Q3:** Morgan E.E, Perry J.E (2010): Traditional Medicinal Plant Use Among Virginias's Powhatan Indians (Link:[https://virginianaturalhistorysociety.com/banisteria/pdf/ban35/Banisteria35\\_Powhatan%20Medicinal%20Plant%20Use.pdf](https://virginianaturalhistorysociety.com/banisteria/pdf/ban35/Banisteria35_Powhatan%20Medicinal%20Plant%20Use.pdf))

**Q4:** Vor T, Spellmann H, Bolte A, Ammer C (2015): Potenziale und Risiken eingeführter Baumarten: Baumartenportraits mit naturschutzfachlicher Bewertung (Link: [https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&ved=2ahUKewiQlIS\\_6-D0AhUNtaQKHeIUBDAQFnoECAYQAQ&url=https%3A%2F%2Funiverlag.uni-goettin-gen.de%2Fbitstream%2Fhandle%2F3%2Fisbn-978-3-86395-240-2%2FGoeForst7\\_baumarten.pdf%3Fsequence%3D4&usg=AOvVaw1Ql60rkOErtNIKadKXx3Ai](https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&ved=2ahUKewiQlIS_6-D0AhUNtaQKHeIUBDAQFnoECAYQAQ&url=https%3A%2F%2Funiverlag.uni-goettin-gen.de%2Fbitstream%2Fhandle%2F3%2Fisbn-978-3-86395-240-2%2FGoeForst7_baumarten.pdf%3Fsequence%3D4&usg=AOvVaw1Ql60rkOErtNIKadKXx3Ai))

**Q5:** Miltner S, Kupka I (2012): Silvicultural potential of northern red oak and its regeneration – Review (Link: [https://www.agriculturejournals.cz/web/jfs.htm?type=article&id=115\\_2015-JFS](https://www.agriculturejournals.cz/web/jfs.htm?type=article&id=115_2015-JFS))

**Q6:** Moran E.V, Willis J, Clark J.S (2012): Genetic evidence for hybridization in red oaks (*Quercus* sect. *Lobatae*, *Fagaceae*) (Link: [https://www.researchgate.net/publication/51884292\\_Genetic\\_evidence\\_for\\_hybridization\\_in\\_red\\_oaks\\_Quercus\\_sect\\_Lobatae\\_Fagaceae](https://www.researchgate.net/publication/51884292_Genetic_evidence_for_hybridization_in_red_oaks_Quercus_sect_Lobatae_Fagaceae))

**Q7:** Bonifacio E, Petrillo M, Petrella F, Tambone F, Celi L (2015): Alien red oak affects soil organic matter cycling and nutrient availability in low-fertility well-developed soils (Link: <https://www.jstor.org/stable/43872470>)

**Q8:** Riepsas E, Straigyte L (2008): Invasiveness and Ecological Effects of Red Oak (*Quercus rubra* L.) in Lithuanian Forests (Link: [https://www.researchgate.net/publication/286715591\\_Invasiveness\\_and\\_Ecological\\_Effects\\_of\\_Red\\_Oak\\_Quercus\\_rubra\\_L\\_in\\_Lithuanian\\_Forests](https://www.researchgate.net/publication/286715591_Invasiveness_and_Ecological_Effects_of_Red_Oak_Quercus_rubra_L_in_Lithuanian_Forests))

**Q9:** Bindewald A, Müller-Meißner A (2021): Alptrees Field Survey - Potential invasiveness of red oak in temperate semi-

# Robinie

(*Robinia pseudoacacia*)

Bei dieser Baumartenzusammenfassung handelt es sich um die Ergebnisse der Literaturrecherche. Hier wurde aus mehreren zusammenfassenden Werken direkt zitiert. Diese sind durch die „Q-Nummer“ am Ende jedes Absatzes vermerkt. Die Originalzitate wurden zur besseren Nachvollziehbarkeit im Text belassen. Die Untenstehenden Textpassagen wurden direkt oder nach voriger Übersetzung<sup>10</sup> aus dem Originalwerk (siehe Q-Nummer) herauskopiert und dienen der Zusammenfassung der Literaturrecherche. Die Texte sind geistiges Eigentum der zitierten Originalwerke.



Abbildung 56: *Robinia pseudoacacia*

## Ökologie

### Konkurrenzfähigkeit

Die Robinie kann aufgrund ihrer Verbreitungsmechanismen und ihres hohen Lichtbedürfnisses als Pionierbaumart bezeichnet werden, die häufig Störungen folgt und aufgrund ihrer kurzen Lebensdauer von anderen Baumarten abgelöst wird. In ihren Ursprungsgebieten ist die Robinie in eher geringem Umfang (1%) an den gemischten Waldgesellschaften beteiligt. Gegen schattentolerantere Baumarten kann sich die Robinie auf mittleren und besseren Standorten nicht behaupten. Gegen Lichtbaumarten behauptet sie sich vor allem durch hohe Wurzelkonkurrenz (Kawaletz et al. 2013). (Q2, Q5)

Die Vermehrung gelingt erst, wenn durch Störungen Öffnungen entstehen, in denen die Robinie aufgrund ihres schnellen Jung-

wuchses erfolgreich konkurrieren kann. In offenen Gebieten verhindert der dichte Krautwuchs oft die Etablierung von Sämlingen (37). Auf Abraumhalden in Illinois lag die Überlebensrate von gepflanzten Robinien auf spärlich bewachsenen Flächen bei 83 Prozent, auf dicht bewachsenen Flächen jedoch nur bei 31 Prozent (5). (Q5)

### Invasives Verhalten andernorts

Monaco und Genovesi (2014) ermittelten in einer Reihe von Schutzgebieten in Europa die Top 10 der Pflanzeninvasoren, eine dieser Arten ist *Robinia pseudoacacia*. Insbesondere der Lebensraumtyp 9110 (Eurosibirische Steppenwälder mit *Quercus* spp.) leidet in Österreich unter der Invasion der Robinie. Daneben werden auch europäische Uferregionen von ihr bedroht. Es wurde beispielsweise festgestellt, dass Lebensräume der Po-Ebene sehr häufig befallen werden, wenn gleich nur in kürzlich gefällten Beständen. Darüber hinaus leiden auch xerotherme Eichenmischwälder in Ostösterreich unter der Invasion von *R.pseudoacacia*. (Q3)

Deutsche Forstwissenschaftler betrachten die Robinie als „teilweise invasiv“, da ihre Invasivität meist auf offene Felder beschränkt ist und nicht in dichten Wäldern mit geschlossenen Baumkronen auftritt (Vor et al. 2015). Für slowenische Forstexperten ist sie hingegen eine invasive Art (Rudolf und Brus 2006). In ihrem ursprünglichen Verbreitungsgebiet gilt die Robinie invasiv in den Prärie- und Savannengebieten des Mittleren Westens der USA, wo sie diese offenen Lebensräume dominieren und beschatten kann (Swearingen und Barger 2016). (Q7)

### Regenerationspotential: Möglichkeit zur Anlage von Samenbanken

Die Samen der Robinie sind sehr hartschalig und überliegen wenigstens ein Jahr und sind in der Lage eine Samenbank aufzubauen, die eine Lebensfähigkeit von mindestens 10 Jahren, unter bestimmten Bedingungen bis zu 40 Jahre (Toole und Brown 1946, zitiert von Cseresnyés und Csontos 2012) hat. (Q2, Q7)

<sup>10</sup> Übersetzungsfehler vorbehalten. Im Zweifelsfall Textquelle (Q-Nummer) konsultieren.

**Regenerationspotential: zur vegetativen Vermehrung**

Die Robinie vermehrt sich überwiegend vegetativ über Wurzelbrut und Stockausschläge. In warmen Klimaregionen auf lockeren, nährstoffreichen Böden ist die Wurzelbrut erheblich intensiver ausgeprägt als auf dichten, (stau)nassen Standorten (Schütt 1994). Ganz entscheidend für das klonale Wurzelwachstum ist jedoch das Lichtangebot. Ebenso ausgeprägt ist die Fähigkeit zum Stockausschlag (Radtke et al. 2013). (Q2,48). Die Anzahl der Ableger pro Baum kann von 1-2 bis zu 45-46 reichen (Dimitrov 2001), sodass der Anfangsbestand nach einer Vegetationsperiode 40.000 – 60.000 Ableger pro Hektar erreicht (Pages 1985, zitiert von Carboniére et al. 2007; Nicolescu et al. 2019). (Q7)

**Regenerationspotential: Samenproduktion**

Die Robinie blüht und fruktifiziert teilweise schon mit 6 Jahren. Die Fruktifikation erfolgt im Abstand von 1 bis 2 Jahren. Am stärksten ist die Samenproduktion im Alter zwischen 15 und 40 Jahren (Huntley 1990). In Mitteleuropa beginnt die Blüte nach dem Laubaustrieb – je nach Witterung von Mai bis Juni. Die Bestäubung erfolgt hauptsächlich durch Bienen (Schütt 1994). Durch die Protogynie (Narben der Blüten sind schon vor Öffnung der Staubbeutel befruchtungsfähig) wird eine hohe Fremdbestäubungsrate begünstigt. Nach genetischen Untersuchungen von Samen der Robinie sind Polleneinträge von weither eher unwahrscheinlich, und benachbarte Bäume rekombinieren bevorzugt miteinander (Surles et al. 1990). Eine mögliche Erklärung ist, dass *R. pseudoacacia* bevorzugt von Bienen angefliegen wird, da sie wegen der relativ späten Blüte, einer großen Blütenmenge und der äußerst nektarreichen Blüten eine sehr attraktive Bienenweide darstellt. Die Samen der Robinie sind in 4 bis 10 cm langen Hülsen enthalten. Die Hülsen springen frühestens im September, häufig erst im März/April des folgenden Jahres entlang der Rückennaht auf. Die Verbreitung über den Samen ist begrenzt und wird bei einem geschlossenen Kronendach als bedeutungslos (Böhmer et al. 2000) oder unmöglich (Lockow und Lockow 2013) angesehen. Eine impermeable Samenschale und ein hoher Lichtbedarf erschweren die Keimung. (Q2). Die Robinie liefert 7 bis 15 kg Samen pro 45 kg Frucht, die Samenmenge beträgt durchschnittlich 52,900/kg (34/37). (Q5). In einem durchschnittlichen Samenjahr produziert sie 120 kg Samen pro Hektar. (Q7)

**Samenausbreitungsdistanz**

Die Samen werden durch die Schwerkraft und den Wind in der Nähe des Mutterbaums verbreitet. Die Ausbreitung der Samen über weite Distanzen auf natürlichem Weg ist nicht sehr häufig (Boer 2013; Vítková et al. 2017); sie wurden jedoch bis zu 67m vom Mutterbaum entfernt gefunden (Morimoto et al. 2010, zitiert von van Loo et al. 2017). (Q7)

**Ausbreitungsmechanismen**

Wind (Q7)

**Taxonomie**

*Robinia pseudoacacia* L.

**Baumwachstum und natürliche Verjüngung: Boden, Klima, Licht**

In ihrem Heimatgebiet herrscht überwiegend ein gemäßigtes, zum Teil subtropisches Klima. Die Durchschnittstemperatur im Januar schwankt dort zwischen -4 °C und +7 °C, das Augustmittel zwischen 18 °C und 27 °C. Die jährliche Niederschlagsmenge liegt zwischen 1.020 und 1.830 mm. Die Anzahl frostfreier Tage wird mit 150 bis 210 angegeben (Huntley 1990). Die Robinie ist jedoch weltweit auch in anderen Klimabereichen erfolgreich angebaut worden. Begrenzt wird sie lediglich durch fehlendes Wärmeangebot und die Anzahl der zur Verfügung stehenden Vegetationstage. Ein Jahresmittel von 8°C ist laut Führer (2005) für ein befriedigendes Wachstum die Untergrenze. Innerhalb ihres ursprünglichen Verbreitungsgebiets wächst sie am besten auf mäßig frischen bis frischen lehmigen oder schluffigen Sanden. Einzig unverträglich sind kompakte, dicht gelagerte Böden wie Tone und Lehme sowie Staunässe. Dies wird bereits von Wangenheim (1781) angegeben, der sie wohl als bach- bzw. flussbegleitende Baumart beobachtet hat, niemals jedoch auf nassen oder gar moorigen Böden. Hinsichtlich des pH-Wertes ist sie erstaunlich tolerant, lediglich Böden mit einem pH-Wert > 8 meidet sie. Als optimal gelten Böden mit neutralen pH-Werten (DeGomez und Wagner 2001). Die Robinie ist eine Pionierbaumart mit extrem hohem Lichtbedürfnis. Ihre weiteren Standortansprüche hinsichtlich Nährstoff- und Wasserversorgung sind sehr gering. Sie gilt als ausgesprochen immissions- und klimatolerant, was sie als Straßenbegleitbaum prädestiniert. (Q2, Q5, Q7)

## Ausmaß und Verbreitung

### Verbreitungsgebiet (heimisch und eingebracht)

Ihr Ursprungsgebiet befindet sich im Mittelosten Nordamerikas in den Appalachen vom Nordosten Alabamas bis hin zum Südwesten Pennsylvanias. Daneben werden weitere Gebiete westlich der Appalachen auf dem Ozark-Plateau im Bereich der Bundesstaaten Arkansas, Oklahoma und Missouri sowie einige verstreute Kleinvorkommen südlich der Appalachen in Alabama und Georgia angegeben (Huntley 1990). Ihre Verbreitung reicht damit vom 32. (Georgia) bis zum 41. (Pennsylvania) nördlichen Breitengrad, ihre Ost-West Ausdehnung vom 95. Grad w. L. im westlichen Verbreitungsgebiet bis zum 75. Grad w. L. im östlichen Schwerpunkt ihrer Verbreitung. Wann genau die Robinie nach Europa gebracht wurde, ist nicht bekannt. Unstrittig ist, dass sie von Jean Robin eingeführt und von ihm im Jardin des Plantes zum ersten Mal gepflanzt wurde. Erstmals wird sie in dem 1635 erschienenen Werk von Jaques Philippe Cornut „Canadensium plantarum [...] Enchiridion botanicum parisiense“ als *Acacia Americana Robini* aufgeführt. (Q2)

In der ganzen Schweiz (bzw. im Mittelland) war jeder 424. (bzw. 443) Baum eine Robinie. (Q1).

Sie hat sich in allen submediterranen und gemäßigten Regionen eingebürgert (d.h. sie bildet freilebende, sich selbst erhaltende Populationen in der freien Natur, die nicht vom Menschen unterstützt werden und von ihm unabhängig sind; Pyšek et al. 2009): Asien (dreizehn Länder, davon Südkorea mit über 1,2 Millionen ha und China mit über 1 Million ha), Afrika (sechs Länder), Australien und Neuseeland, Südamerika (Argentinien, Chile) (Keresztesi 1988a, b; Demené und Merzeau 2007; Tuet al. 2007; Contu 2012; Boer 2013; Cierjacks et al. 2013). Weltweit stieg die Anbaufläche von 337.000 ha im Jahr 1958 auf 3.264.000 ha im Jahr 1986 (Keresztesi 1988a, b); im Jahr 2010 betrug die geschätzte Anbaufläche der Robinie außerhalb des ursprünglichen Verbreitungsgebiets etwa 3 Millionen ha (Schneck 2010). Die Art ist heute nach *Eucalyptus* spp. die am zweithäufigsten angepflanzte Laubbaumart der Welt (Rédei 2013b; Savill 2013; Wojda et al. 2015) und steht in Konkurrenz zu Hybridpappeln (*Populus* spp.). Derzeit kommt die Robinie in zweiundvierzig europäischen Ländern vor und ist in zweiunddreißig eingebürgert (Pyšek et al.

2009). Sie bedeckt eine Gesamtfläche von mehr als 2.306.000 ha (Brus pers. Mitt.) und ist die häufigste Laubbaumart auf dem Kontinent. Länder, in denen die Robinie auf mindestens 100 000 ha vorkommt, sind Ungarn, die Ukraine, Polen, Rumänien, Italien, Frankreich, Serbien, Slowenien und Bulgarien. (Q7)

## Auswirkungen

### Einfluss auf Biodiversität und Ökosystemmuster und Prozesse

-

### Hybridisierung

Es sind vier Hybriden bekannt (27). Es handelt sich um Kreuzungen mit *Robinia kelseyi* Hutch. (*R. x slavini* Rehd.); *R. neomexicana* Gray (*R. x holtii* Beissn.); *R. uiscosa* Vent. (*R. x ambigua* Pair.); und *R. hispida* L. (*R. x margaretta* Ashe). (Q5)

### Verdrängung einheimischer Arten: Veränderungen im Lebensraumangebot für einheimische Taxa

In Robinienanpflanzungen auf Rohböden der Bergbaufolgerregion der Niederlausitz stellen Veste et al. (2013) einen N-Eintrag von 30,5 bis 59,2 kg/ha\*a bezogen auf die Blätter fest. Aufforstungen von Ödland mit Robinie können einen signifikanten Einfluss auf die Anreicherung von organischem Kohlenstoff haben. Der begrenzende Effekt von Stickstoff auf die Kohlenstoffanreicherung ist in trockeneren Gebieten erheblich geringer als in besser mit Niederschlag versorgten Regionen (Chang et al. 2014). Je basenärmer ein Boden ist, umso stärker wirkt sich die Nitrifikation aus (Böhmer et al. 2000). So stellen Berthold et al. (2005 und 2009) nicht nur eine Verringerung des pH-Wertes vor allem unter der zweiten Generation Robinie im Vergleich zu Eichenbeständen fest, sondern auch eine Erhöhung von H<sup>+</sup>-, Fe<sup>3+</sup>- und Al<sup>3+</sup>-Kationen. Insoweit wurde eine deutliche Versauerung und Basenverarmung des Standorts durch Robinienreinbestände nachgewiesen. Bei der Besiedelung v. a. von Magerrasen kommt es durch die chemische und physikalische Veränderung der Bodeneigenschaften zu einer Verschiebung des Arteninventars hin zu einer nitrophilen Flora und einer Fauna aus dem Saum- und Waldbereich (Böhmer et al. 2000). In Beständen, in denen die Robinie lediglich untergeordnet beigemischt ist, zeigen viele Untersuchungen und Beobachtungen, dass sie sich weder negativ auf den Standort noch auf

die Bodenvegetation auswirkt (Berthold et al. 2009, Deneau 2013, Maltoni et al. 2012, Motta et al. 2009, Schneck 2010, Vor und Schmidt 2008, s. a. Abb. 41). Durch die Nitratanreicherung im Boden kann *R. pseudoacacia* vor allem auf basenarmen Standorten stark zu einer Veränderung der Bodenchemie beitragen. Hierdurch werden an arme Standorte angepasste Pflanzenarten verdrängt und durch nitrophile Ubiquisten wie Schwarzer Holunder (*Sambucus nigra*), Brennessel (*Urtica dioica*), Klett-Labkraut (*Galium aparine*), Gemeines Schöllkraut (*Chelidonium majus*), Stinkender Storchschnabel (*Geranium robertianum*) etc. ersetzt (Burgsdorff 1950, Hausendorff 1951, Böhmer et al. 2000). Dementsprechend verändert sich auch die Fauna in Richtung einer Wald/Waldsaumgesellschaft (Starfinger und Kowarik 2013). (Q2, Q7)

#### **Verdrängung einheimischer Arten: Konkurrenz mit einheimischen Arten**

Es ist bekannt, dass die Robinie in Mager- und Trockenstandorte eindringen und die dortige angepasste Vegetation aus helio- und/oder xerotrophen Arten verdrängen kann. Sie verändert dort durch die Beschattung den Wasserhaushalt, fördert durch das leicht abbaubare Laub die Humifizierung und leitet damit die Sukzession ein. Somit wirkt sie sich letztlich also negativ auf diese Sonderstandorte aus. (Q2)

#### **Verdrängung einheimischer Arten: Potenzial zur Etablierung einer dauerhaften Population**

-

#### **Schädlinge und Krankheitserreger: Wahrscheinlichkeit der Erhöhung des Risikos von Krankheitsausbrüchen**

-

#### **Positive Auswirkungen auf die biologische Vielfalt: z. B. Bereitstellung von Lebensraum für waldbewohnende Arten**

Die Robinie hat einige positive Auswirkungen auf die biologische Vielfalt (Vítková et al. 2016, 2017): (a) Sie bietet Lebensraum für einige seltene und gefährdete Pflanzenarten (z. B. seltene Ruderalpflanzen). (b) In artenarmen Agrarlandschaften können Robinienbestände die Vielfalt erhöhen und eine wichtige Rolle als Wanderkorridore für Wildtiere spielen. (c) Der dichte Unterwuchs von Sträuchern und die komplexe Struktur des Kronendachs bieten Nistmöglichkeiten und eine Nahrungsquelle für viele Vogelarten. Bei den Vögeln handelt es sich eher um

Habitatgeneralisten als um Spezialisten, und ihre Gesamtzahl kann in den von Robinien befallenen Beständen höher sein als beispielsweise in Eichenbeständen. (d) Alte Robinien können einen Zufluchtsort für saprophage Käfer, einschließlich seltener Arten, darstellen. (Q7) Darüber hinaus bietet sie vielen Insekten zur Zeit ihrer Blüte reichlich Pollen, und ist Habitat für den Eremiten (Anhang IV FFH-Richtlinie BfN). Kulfan (1991) stellt 33 Arthropoden mit Bestimmtheit und weitere 8 Arten als wahrscheinlich fest, die auf der Robinie leben. In ihrer Heimat sind es lediglich 23 Arten (DeGomez und Wagner 2001). (Q2). Die Samen der Robinie werden begrenzt als Nahrung von Virginiawachteln, anderen Wildvögeln und Eichhörnchen genutzt. Einige Spechtarten nutzen Robinien zum Höhlenbau. (Q5)

**Positive Auswirkungen auf versorgende, regulierende und kulturelle Ökosystemleistungen: z. B. Holzproduktion, erhöhte Produktivität der Wälder und Kohlenstoffaufnahme, Minderung von Naturgefahren und Klimaregulierung, Bodenbildung, Erosionsschutz und andere Schutzfunktionen der Wälder, ökologische und kulturelle Vorteile (z. B. Zierbäume)**

Im städtischen Bereich ist sie als Straßenbaum nicht nur wegen ihrer hohen Immissions- und Salztoleranz, sondern auch wegen ihrer wohlriechenden, attraktiven Blüte weit verbreitet. Auch Imker schätzen sie sehr aufgrund ihrer großen Honigausbeute. Rekultivierungen von Kipp- und Haldenböden werden vielfach erst durch die Robinie möglich. Auch für einen effektiven Erosionsschutz ist die Robinie nur schwer ersetzbar, da sie durch ihr dichtes Wurzelwerk, das anderweitig zum Problem wird, erosionsgefährdete bzw. erosionsgeschädigte Böden stabilisieren kann (Rédei et al. 2012, Lee 2013). Zudem ist durchaus möglich, die Robinie auf Bergbaufolgelandschaften als Vorwaldbaumart einzusetzen, um in ihrem Schutz später einen an die potenziell natürliche Vegetation (pNV) angepassten Waldbestand zu begründen (Gaier et al. 2009). (Q2, Q5, Q7)

Das Holz der Robinie wird unter anderem für Zaunpfähle, Eisenbahnschwellen, Schiffsholz, Kisten, Verschläge, Pflöcke, Fußböden, Terrassenböden, Furniere, Möbel, zur Zellstoffgewinnung und als Brennstoff verwendet. (Q5, Q7)

**Wirtschaftliche Kosten invasiver Arten: z. B. Verluste an biologischer Vielfalt, verringerte Ökosystemleistungen, Kosten für die Bekämpfung invasiver Arten und die Milderung**

ihrer Auswirkungen, Wiederherstellung von Ökosystemen

-

**Negative Auswirkungen auf die Gesundheit und das Wohlbefinden des Menschen:** z. B. NNT Pollen, die beim Menschen Allergien auslösen, NNT, die den Nutzen der Interaktion zwischen Mensch und Natur verringern

-

## Management

**Kontroll- und Eindämmungsstrategien: Verhinderung der absichtlichen Einschleppung**

-

**Kontroll- und Eindämmungsstrategien: Verhinderung der unerwünschten Ausbreitung**

-

**Kontroll- und Eindämmungsstrategien: rasche Ausrottung bei Neueinschleppung**

In den USA wird die Robinie vornehmlich mit Herbiziden (teilweise gemischt mit Diesel) bekämpft (Converse und Martin 2001), was in Deutschland nicht möglich ist. Auf Fällung reagiert die Robinie mit starkem Stockausschlag, auf jeden Versuch der Rodung mit Wurzelbrut. Das Verfahren nach Böcker und Dirk (2011) mit Teilringelung im ersten und Totalringelung im zweiten Jahr ist das derzeit erfolgsversprechendste, gleichzeitig minimalinvasivste Verfahren und vergleichsweise günstig. Dennoch ist es kostenintensiv und bleibt daher Bereichen vorbehalten, in denen es aus Naturschutzgründen dringend geboten ist, gegen Robinie anzugehen (Böcker und Dirk 2011). (Q2)

**Kontroll- und Eindämmungsstrategien: Beseitigung unerwünschter Verjüngung**

Eine Behandlung mit 2,4,5-T brachte die Dickichte unter Kontrolle. Glyphosat bekämpfte Robinien in Weihnachtsbaumplantagen in Maryland wirksam (17).

In Gebieten mit hohem ökologischem und ökologischem Wert, wie Natura-2000-Gebieten oder mit seltenen oder bedrohten Waldlebensräumen, ist das Ziel (z. B. Deutschland, Polen, Slowakei, Ukraine, Vorpers.Mitt.; Klisz pers.Mitt.; Benčať pers.Mitt.; Lavnyy pers.Mitt.) die strikte Ausrottung der vorhandenen Robinien aus der Artenzusammensetzung und die Rückkehr zu heimischen Arten (Vítková et al. 2016). Um

eine weitere Invasion der Robinie in noch nicht besiedelte Gebiete innerhalb von Schutzgebieten zu vermeiden, ist die Verhinderung der Einschleppung der Art durch gezielte Anpflanzungen auf Grundlage rechtlicher Restriktionen das Ziel (Kleinbauer et al. 2010; Boer 2013). Unter den Bedingungen des Klimawandels sind Präventiv- und Kontrollmaßnahmen erforderlich, die Folgendes umfassen sollten: (1) Einrichtung einer bewirtschafteten Pufferzone um Robinien-Plantagen, die als biologische Barriere für die Art fungiert (Crosti et al. 2016); (2) Planung ihrer Einführung in der Nähe von und innerhalb von Gebieten mit ökonomischem und ökologischem Wert (z. B., Natura-2000-Gebiete) sowie in seltenen oder bedrohten Waldlebensräumen (Borde 2011; Crosti et al. 2016); (3) Umstellung von Niederwald auf Hochwald durch Einstellung des Niederwaldeinschlags in Kombination mit einer Verlängerung der Umtriebszeit und der Verwendung eines alternativen Hiebsystems (Radtke et al. 2013; Nadal-Sala et al. 2019; La Porta pers.Mitt.); (4) Anwendung mechanischer, chemischer oder biologischer Bekämpfungsmaßnahmen zur Ausrottung oder Verringerung des Vorkommens der Robinien. Die wichtigsten Bekämpfungsmethoden für Robinien sind die manuelle, mechanische, chemische, mechanisch/chemische und biologische Bekämpfung. Die manuelle Bekämpfung durch Ausreißen von Hand wird bei Sämlingen und kleinen Schösslingen bevorzugt und sollte sicherstellen, dass keine Wurzeln im Boden verbleiben (Boer 2013; <https://invasoras.pt/de/gallery/robinia-pseudoacacia-de>). Die mechanische Bekämpfung der Robinien umfasst die Fällung und die Ringelung der Bäume (Sabo 2000; Boer 2013). Die wirksamste Methode ist des unvollständige Ringeln, bei dem ein 8 cm breiter Streifen Rinde und Splintholz auf 9/10 des Umfangs entfernt wird, gefolgt von einem vollständigen Ringeln in der folgenden Wachstumsperiode und einer späteren Fällung. Der Baum bildet keine weiteren Wurzelschösslinge und Stockaustriebe (Starfinger und Kowarik 2003). Allerdings ist die Effizienz sowohl des Niederschneidens als auch des Ringeln umstritten (Boer 2013), da auf das Absterben des Hauptstammes häufig die Bildung von Trieben aus der Stammbasis folgt (Sabo 2000). Die chemische Bekämpfung umfasst Blattspritzungen (spät in der Wachstumsperiode) und Bauminjektionen (nach Einschnitten in das Splintholz). Als chemische Wirkstoffe kommen Glyphosat, Triclopyr, Picloram, jeweils mit Wasser verdünnt, sowie eine Atrazin-Simazin-Mischung zum Einsatz (Boer 2013;





**Q7:** Nicolescu et.al (2020): Ecology, growth and management of black locust (*Robinia pseudoacacia* L.), a non-native species integrated into European forests (Link: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11676-020-01116->

# Lindenblättrige Birke

## (*Betula maximowicziana*)

Bei dieser Baumartenzusammenfassung handelt es sich um die Ergebnisse der Literaturrecherche. Hier wurde aus mehreren zusammenfassenden Werken direkt zitiert. Diese sind durch die „Q-Nummer“ am Ende jedes Absatzes vermerkt. Die Originalzitate wurden zur besseren Nachvollziehbarkeit im Text belassen. Die untenstehenden Textpassagen wurden direkt oder nach voriger Übersetzung<sup>11</sup> aus dem Originalwerk (siehe Q-Nummer) herauskopiert und dienen der Zusammenfassung der Literaturrecherche. Die Texte sind geistiges Eigentum der zitierten Originalwerke.



Abbildung 57: Lindenblättrige Birke (*Betula maximowicziana*) @baumkunde.de

## Ökologie

### Konkurrenzfähigkeit

Kaum eine andere Birkenart ist in der Jugend so raschwüchsig wie die *Betula maximowicziana*. Im Freiland ohne intra- und interspezifische Konkurrenz starke Astentwicklung. Sie bevorzugt Seitenschutz durch Nachbarbestände sowie lockeren Altholzschirm. Allerdings verträgt sie keine Wurzelkonkurrenz von Überhältern. Sie ist ausgesprochen tolerant gegen nachwachsende Baumarten und deutlich langlebiger als unsere heimischen Birkenarten. (Q1)

*Betula max.* ist in der Lage, Kahl- und Brandflächen rasch zu besiedeln, ist dabei jedoch ausgesprochen tolerant gegenüber

nachwachsenden Baumarten und deutlich langlebiger als unsere heimischen Birkenarten. Invasionspotential vorhanden.(Q1)

Die Maximowicz-Birke ist eine Pionierbaumart, verhält sich aber dennoch tolerant gegenüber nachwachsenden Baumarten und reagiert weniger empfindlich auf Beschattung als *Betula platyphylla* var. *japonica* und *B. ermanii*. Ihr Lichtbedarf ist geringer als der von *B. platyphylla* var. *japonica* [24]. Sie toleriert Seitenschutz durch Nachbarbestände ebenso wie einen lockeren Altholzschirm [30]. Allerdings verträgt sie keine Wurzelkonkurrenz von Überhältern. Mit zwergwüchsigen, den Boden verdichtenden Bambusarten (*Sasa spec.*) kann sie erfolgreich konkurrieren [13]. *B. maximowicziana* wächst in Wäldern, die sehr reich an Baum- und Straucharten sind. Auf ausgedehnten Dauerbeobachtungsflächen in zwei Waldschutzgebieten (Maeyama = M; Iwanazawa = I) und einem Universitätswald (Tomakomai = T) auf der Insel Hokkaido war die Art mit 46 weiteren Spezies vergesellschaftet [15, 20, 64]. SCHENCK [52] stuft *B. maximowicziana* als eingesprengte Art ein, der es niemals gelingen wird, den Wald zu prägen. Die Art sollte nicht auf Freiflächen angepflanzt werden. (Q3)

### Invasives Verhalten andernorts

-

### Regenerationspotential: Möglichkeit zur Anlage von Samenbanken

Mehrere Studien haben ergeben, dass *B. maximowicziana* eine starke Art mit Bodensamenbanken ist (z. B. Sasaki et al., 1990; Osumi & Sakurai, 1997), während eine andere Studie ergab, dass dies nicht der Fall war (Mizui, 1990). (Q3)

### Regenerationspotential: zur vegetativen Vermehrung

<sup>11</sup> Übersetzungsfehler vorbehalten. Im Zweifelsfall Textquelle (Q-Nummer) konsultieren.

Die Baumart ist zur Ausbildung von Stockausschlägen befähigt. (Q1)

Obwohl das Keimen als ein gemeinsames Merkmal in der Gattung *Betula* (Perala & Alm, 1990) gilt, gibt es einen kritischen Unterschied in den Keimmustern zwischen *B. platyphylla* var. *japonica* und *B. maximowicziana*. Die erste Art behält eine hohe Keimfähigkeit, nachdem sie gereift ist, indem sie zahlreiche latente Knospen an der Basis hält, während letztere dies nicht tun (Watanabe et al., 1992; Hasegawa, 1998). (Q2)

*B. maximowicziana* bildet reichlich Stockausschläge und kann auch deswegen Kahl- und Brandflächen rasch besiedeln. 15-jährige Stockausschläge hatten auf guten Böden bereits eine Höhe von 14 m [40]. (Q3)

#### Regenerationspotential: Samenproduktion

*Betula maximowicziana* blüht und fruchtet im Vergleich mit anderen Birkenarten erst ab Alter 20. In Japan wird über eine unregelmäßige Fruktifikationen berichtet. Naturverjüngung läuft nach Bodenverwundung gut auf (bislang nur vereinzelt beobachtet). Wie alle Birkenarten ist auch *Betula max.* monözisch, die Blütenstände sind getrenntgeschlechtig. (Q1)

*Betula maximowicziana* fehlt oft die Samenproduktion in einem Jahr mit schlechteren Bedingungen (Mizui, 1991; Osumi & Sakurai, 1997). Die persistierende Bodensamenbank von *B. maximowicziana* (Osumi & Sakurai, 1997) kann jedoch die Unterschiede der jährlichen Samenproduktion ausgleichen, die das Regenerationspotenzial verringern könnte. Darüber hinaus ermöglicht diese Strategie, bei Einstellen günstiger Lichtverhältnisse die Samenbank zur Regenerierung in einer Waldgemeinschaft zu nutzen (z. B. Gomez-Pompa et al., 1972; Marks, 1974). (Q2)

Wie alle Birkenarten ist auch *B. maximowicziana* monözisch, die Blütenstände sind getrenntgeschlechtig. Das Aufblühen erfolgt gemeinsam mit dem Laubaustrieb von Mai bis Juni [38]. Reichliche Blütenbildung konnte in Deutschland vom Alter 20 an beobachtet werden, doch wurden keimfähige Früchte erst von Bäumen gebildet, die über 30 Jahre alt waren [26, 29]. In Japan wird über eine unregelmäßige Fruktifikation berichtet. Fruchtende Bäume produzieren größere Mengen an Nüssen. Diese sollten trocken gelagert werden [3]. Über die Dauer der Lagerfähigkeit fehlen Informationen, doch kann keimfähiges Saatgut offenbar

mehrere Jahre im Boden überdauern [39]. (Q3)

#### Samenausbreitungsdistanz

-

#### Ausbreitungsmechanismen

Die Samen werden durch Wind und Wasser ausgebreitet. (Q1)

#### Taxonomie

*Betula maximowicziana*, Regel

#### Baumwachstum und natürliche Verjüngung:

##### Boden, Klima, Licht

*Betula maximowicziana* ist keine Baumart für arme Standorte. Bevorzugte Standorte sind gut durchwurzelbare, mäßig frische bis frische Lehmböden mit mäßiger Basenversorgung der kollinen und submontanen Stufe. Die lindenblättrige Birke ist gegenüber Winterfrost absolut hart. Dagegen können Spätfröste ab Mitte Mai den Neuaustrieb schädigen. Auf moorigen und verdichteten Böden sowie leichten Sanden gedeiht sie nicht. (Q1)

In der Vergangenheit wäre Grasland in kurzen Abständen wiederholt verbrannt worden. Diese störungsgefährdeten Standorte würden eine Population von *B. maximowicziana* davon abhalten, sich zu etablieren – da diese Art durch eine späte Reproduktionsreife gekennzeichnet ist, besteht ein hohes Risiko, dass Individuen getötet würden, bevor die Fortpflanzung eingeleitet werden könnte, und verbrannte reife Individuen würden wahrscheinlich nicht wieder austreiben. (Q2)

*Betula maximowicziana* ist eine Baumart der gemäßigten bis kühlen Klimaregionen auf den japanischen Inseln Hokkaido und Hondo. Sie ist hier Bestandteil artenreicher Laub- und Nadelmischwälder mit *Fagus crenata* BL. als Klimaxart. In diesen Wäldern sind Birkenarten wichtige Pionierbaumarten, die nach Waldbränden, Kahlschlägen oder Windwurf die Flächen rasch besiedeln können [2, 30, 50]. Die Temperaturen liegen im Jahresmittel zwischen 6° und 13 °C [40]. Die Unterschiede zwischen Sommer- und Wintertemperaturen sind meist größer als auf vergleichbaren Breitengraden in West-Europa. In den schneereichen Wintermonaten können die Temperaturen bis -41 °C fallen und in den Sommermonaten Maxima von +34 °C im Innern der Insel Hokkaido

erreichen [36]. Die Gebiete sind charakterisiert durch hohe mittlere jährliche Niederschläge bis etwa 2500 mm. Dennoch verträgt diese Birkenart Sommertrockenheit und Schneedruck wesentlich besser als die europäische Sand- und Moorbirke, außerdem ist sie frost- und winterhart [12, 30, 31, 32, 36]. *Betula maximowicziana* wächst in Japan überwiegend auf Böden vulkanischen Ursprungs (Porphyrite, Andesite, vulkanische Aschen). Sie ist standorttolerant, bevorzugt aber frische, mäßig mit Nährstoffen versorgte Lehmböden mit mittlerer Basensättigung [34]. Sie gedeiht am besten in Schluchtwäldern und ist für trockene Standorte weniger geeignet [30, 41]. Auf moorigen und verfestigten Böden sowie leichten Sanden hat sie in Anbauversuchen versagt [29, 54]. In deutschen Versuchsflächen konnte allerdings bisher keine Naturverjüngung festgestellt werden, möglicherweise verhindert durch starke Vergrasung. Gegen Winterfrost ist die Maximowicz-Birke resistent [30], selbst extrem kalte Winter gefährden nicht ihre Existenz. Der Neuaustrieb kann im Mai durch Spätfröste Schaden nehmen [36]. Allerdings besteht wegen des späten Austriebs keine generelle Gefahr. (Q3)

## Ausmaß und Verbreitung

### Verbreitungsgebiet (heimisch und eingebracht)

Natürliches Verbreitungsgebiet: in den Gebirgen des nördlichen Japan, im mittleren und nördlichen Honshu, Hokkaido und auf den südlichen Kurilen in Höhenlagen bis 1500 m ü. NN mit gemäßigttem bis kühlem Klima und einer Jahresmitteltemperatur von 6° bis 13° Celsius. Erstmals 1888 in Europa eingeführt, inzwischen in vielen botanischen Gärten und Parks. Forstlich ist sie außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebietes eine wenig bekannte Baumart. Einzelne kleinere Anbauversuche in den 1950er- und 1960er-Jahren in Hessen, Schleswig-Holstein, Niedersachsen und NRW. (Q1)

Die ostasiatische Birkenart *Betula maximowicziana* REGEL ist auf den japanischen Inseln Hokkaido und Hondo beheimatet. In Europa findet man *B. maximowicziana* in zahlreichen dendrologischen Sammlungen, Gärten und Parks. Forstlich ist sie außerhalb ihres Verbreitungsgebietes eine wenig bekannte Baumart. Die Maximowicz-Birke hat ihr natürliches Verbreitungsgebiet hauptsächlich auf Hokkaido und in der nördlichen Hälfte von Hondo zwischen dem 34. und 45. Grad nördlicher Breite überwiegend in Hö-

henlagen zwischen 200 m und 1750 m ü. NN [28]. Sie kommt vermutlich auch auf den südlichen Kurilen vor [14, 38], jedoch nicht auf dem chinesischen Festland. In den sommergrünen Laubwäldern (Fagetum) der Bergregionen wächst *B. maximowicziana* in Mischung mit vielen Laub- und Nadelholzarten [21, 30, 32]. Nach Europa wurde *B. maximowicziana* erstmals 1888 durch VEITCH eingeführt. Hier ist sie inzwischen in nahezu allen botanischen Gärten und Arboreten sowie in vielen Parks vertreten, oft in prächtigen Exemplaren [52]. Nach Nordamerika gelangte sie 1893 durch S ARGENT vom Arnold Arboretum, Boston/MA, [27] und REHDER [43] zu folge eignet sie sich dort für den Anbau in Klimazone V (Kansas bis Ohio und New York, Wintertemperaturen zwischen -5° und -10 °C). 1895 gelangten Pflanzen oder Samen von Nordamerika nach Kew Gardens in London, England [49]. (Q3)

## Auswirkungen

### Einfluss auf Biodiversität und Ökosystemmuster und Prozesse

-

### Hybridisierung

*Betula maximowicziana* kann mit anderen Birkenarten hybridisieren. (Q1)

[...], zumal *B. maximowicziana* mit anderen Birkenarten hybridisieren kann. (Q3)

### Verdrängung einheimischer Arten: Veränderungen im Lebensraumangebot für einheimische Taxa

-

### Verdrängung einheimischer Arten: Konkurrenz mit einheimischen Arten

-

### Verdrängung einheimischer Arten: Potenzial zur Etablierung einer dauerhaften Population

-

## Schädlinge und Krankheitserreger: Wahrscheinlichkeit der Erhöhung des Risikos von Krankheitsausbrüchen

Frostspanner und Birkenblattspanner-Raupen können Kahlfraß bewirken. Ebenfalls ist mit Mäusefraß zu rechnen. Rehwild fegt und verbeißt *Betula maximowicziana*, Kaninchen schälen und Hasen beschneiden junge Pflanzen vornehmlich im Winter. *Betula max.* wird von den gleichen Holz bewohnenden Pilzarten wie die in Deutschland heimischen Birkenarten besiedelt. (Q1)

Im natürlichen Verbreitungsgebiet leidet *B. maximowicziana* unter starken Schäden durch Graurötelmäuse (*Clethrionomys rufocanus bedfordiae* THOMAS) und Schneehasen (*Lepidus timidus ainuu* BARRETT-HAMILTON). Sie sollte daher nicht in Reinbeständen angepflanzt werden [13]. Auch in einem finnischen Versuch mit Sämlingspflanzen von 9 Birkenarten wurde vor allem *B. maximowicziana* selektiv von Schneehasen (*Lepidus timidus* L.) gefressen [45]. Weiterhin ist mit Fegge- und Verbisschäden durch Rehe zu rechnen [30, 36, 40]. Mitteilungen liegen vor über Befall durch *Hamamelistes cristafoliae* MONZEN, eine Blattlausart, die an *B. maximowicziana* auftritt, hahnenkammartige Blattgallen hervorruft und sich auf der Birke parthenogenetisch vermehrt. Primärwirte sind Straucharten der Gattung *Hamamelis* [1]. Die Blattlausart wurde bisher außerhalb Japans nicht beobachtet. Unter hiesigen Bedingungen sind ernstere Kahlfraßschäden durch Frostspanner- und Birkenblattspanner-Raupen aus den Gattungen *Operophtera* und *Amphidasis* aufgetreten [30, 36]. In Nordamerika wurde Resistenz gegenüber *Agrius anxius*, einer Prachtkäferart, und *Fenusa pusilla* LEP., einer Blattminiermotte, beobachtet [49, 27]. Hexenbesen werden durch die Pilzart *Taphrina betulina* ROSTRUP verursacht [59]. An 3-jährigen Pflanzen wurde erstmals in Deutschland eine durch die nordamerikanische Ascomyceten-Art *Diaporthe alleghaniensis* R. M. ARNOLD verursachte Rindenerkrankung an *B. maximowicziana* beobachtet [5]. Symptome waren Rindenschäden am Haupttrieb und bis zu 20 cm lange Nekrosen im unteren Bereich der Stämmchen. Befallen wurden vor allem geschwächte, nicht aber normal aufwachsende und ausreichend mit Wasser versorgte Birken. Eine längere Lagerung der Pflanzen unter trockenen Bedingungen sowie Störungen der Wasserversorgung nach dem Pflanzen sollten vermieden werden. Auch in Nordamerika kommt *D. allegha-*

*niensis* als Schwächeparasit an einheimischen Birkenarten vor, und in Japan wird eine verwandte Pilzart (*Diaporthe eres* NIT.) als Rindenpilz an *B. maximowicziana* schädlich [23]. Im übrigen wird *B. maximowicziana* von den gleichen holzbewohnenden Pilzarten (u.a. *Fomes fomentarius* (L. ex FR.) FR., *Daedalopsis confragosa* (BOLT. ex F. R.) J. SCHROET., *Inonotus obliquus* (PERS. ex FR.) PIL., *Piptoporus betulinus* (BULL. ex FR.) KARST.) wie die in Deutschland heimischen Birkenarten besiedelt [29]. In einem norddeutschen Herkunftsversuch trat im Alter 24 an einigen Bäumen Schleimfluss auf, wie er auch von der Buche bekannt ist. Als Ursache wird sommerliche Trockenheit angenommen. Diese Erscheinung wiederholte sich in den folgenden 10 Jahren nicht mehr [29]. In den USA betrachtet man große Temperaturunterschiede im Winter (Januar) mit tiefen Kältegraden (-23 °C) im Wechsel mit hohen Temperaturen (+12 °C) als Ursache für ein Triebsterben bei Sämlingen von *B. maximowicziana* [48]. (Q3)

## Positive Auswirkungen auf die biologische Vielfalt: z. B. Bereitstellung von Lebensraum für waldbewohnende Arten

Die Blattstreu ist gut zersetzbar und bildet beste Humusformen (Mull). (Q1)

Positive Auswirkungen auf versorgende, regulierende und kulturelle Ökosystemleistungen: z. B. Holzproduktion, erhöhte Produktivität der Wälder und Kohlenstoffaufnahme, Minderung von Naturgefahren und Klimaregulierung, Bodenbildung, Erosionsschutz und andere Schutzfunktionen der Wälder, ökologische und kulturelle Vorteile (z. B. Zierbäume)

Das dichte und mittelschwere Holz gilt in Japan als besonders wertvoll. (Q1)

Das dichte und mittelharte Holz gilt in Japan als besonders wertvoll [30]. Furnierfähige Wertholzstämmchen könnte die Baumart auch unter mitteleuropäischen Standortbedingungen liefern [4]. Besonders in Parks und Gärten hat *B. maximowicziana* einen hohen Zierwert, da sie sich durch eine harmonische Krone und schöne Belaubung auszeichnet, keine nennenswerten Fehler hat und eine prächtige Herbstfärbung zeigt [4, 16, 54]. Aufgrund dieser Merkmale sollte man sie als Blickpunkt einzeln oder in kleinen Gruppen anpflanzen. In Japan werden

aus dem Holz von *B. maximowicziana* Möbel, Weberschiffchen, Spindeln, Streichholzschachteln und Kisten sowie Papier hergestellt [28, 30]. Aus der Rinde werden auch Fackeln gefertigt. Da größere Holzmenge selten anfallen, ist die wirtschaftliche Bedeutung insgesamt gering [52]. Holz aus Naturbeständen ist von ausgezeichneter Qualität und wird daher gelegentlich exportiert. Das hellfarbige Holz wird auch als Fußbodenbelag in japanischen Gasthäusern auf dem Lande genutzt [13]. Aufgrund der guten Schaftform und der weitgehend astfreien Stämme hat die Maximowicz-Birke einen hohen Furnierholzanteil [13, 40]. (Q3)

**Wirtschaftliche Kosten invasiver Arten:** z. B. Verluste an biologischer Vielfalt, verringerte Ökosystemleistungen, Kosten für die Bekämpfung invasiver Arten und die Milderung ihrer Auswirkungen, Wiederherstellung von Ökosystemen

-

**Negative Auswirkungen auf die Gesundheit und das Wohlbefinden des Menschen:** z. B. NNT Pollen, die beim Menschen Allergien auslösen, NNT, die den Nutzen der Interaktion zwischen Mensch und Natur verringern

-

## Management

**Kontroll- und Eindämmungsstrategien:** Verhinderung der absichtlichen Einschleppung

-

**Kontroll- und Eindämmungsstrategien:** Verhinderung der unerwünschten Ausbreitung

-

**Kontroll- und Eindämmungsstrategien:** rasche Ausrottung bei Neueinschleppung

-

**Kontroll- und Eindämmungsstrategien:** Beseitigung unerwünschter Verjüngung

-

**Kontroll- und Eindämmungsstrategien:** Kontrolle von Samenbanken

-

**Überwachung:** Überwachungsmaßnahmen zur Unterstützung der Früherkennung

-

**Waldbauliche Maßnahmen zur Eindämmung der Ausbreitung:** Auswahl der Baumarten, Niederwaldpflege, Erhaltung oder Förderung eines geschlossenen Kronendachs, Entastung

-

## Literaturverzeichnis

Q1. Leder B, Tennhof N. Kurzportrait Lindenblättrige Birke (*Betula maximowicziana*). *Waldwissen*. Published 2023. Accessed January 17, 2023. <https://www.waldwissen.net/de/waldwirtschaft/waldbau/lindenblaettrige-birke>

Q2. Osumi K. Reciprocal distribution of two congeneric trees, *Betula platyphylla* var. *Japonica* and *Betula maximowicziana*, in a landscape dominated by anthropogenic disturbances in north-eastern Japan. *Journal of Biogeography*, 2005. doi: 10.1111/j.1365-2699.2005.01368.x

Q3. Stephan BR, Liesebach M. Enzyklopädie der Holzgewächse: Handbuch und Atlas der Dendrologie. 2014. doi: 10.1002/9783527678518.ehg2000045

# Orientalische Platane

(*Platanus orientalis*)

Bei dieser Baumartenzusammenfassung handelt es sich um die Ergebnisse der Literaturrecherche. Hier wurde aus mehreren zusammenfassenden Werken direkt zitiert. Diese sind durch die „Q-Nummer“ am Ende jedes Absatzes vermerkt. Die Originalzitate wurden zur besseren Nachvollziehbarkeit im Text belassen. Die Untenstehenden Textpassagen wurden direkt oder nach voriger Übersetzung<sup>12</sup> aus dem Originalwerk (siehe Q-Nummer) herauskopiert und dienen der Zusammenfassung der Literaturrecherche. Die Texte sind geistiges Eigentum der zitierten Originalwerke.



Abbildung 58: Orientalische Platane (*Platanus orientalis*) @baumportal.de

## Ökologie

### Konkurrenzfähigkeit

In jungen Jahren – und bei ausreichendem Grundwasser – kann *Platanus orientalis* sehr schnell wachsen und die meisten Laubbäume überflügeln. (Q<sup>1</sup>)

### Invasives Verhalten andernorts

-

### Regenerationspotential: Möglichkeit zur Anlage von Samenbanken

-

### Regenerationspotential: zur vegetativen Vermehrung

-

### Regenerationspotential: Samenproduktion

-

### Samenausbreitungsdistanz

-

### Ausbreitungsmechanismen

-

### Taxonomie

*Platanus orientalis* (Q<sup>1,2</sup>)

### Baumwachstum und natürliche Verjüngung: Boden, Klima, Licht

Das natürliche Vorkommen der Morgenländischen Platane beschränkt sich auf grundwassernahe Standorte wie Bach-, Fluss- und Seeufer sowie Auwälder. (Q<sup>3</sup>)

Die Daten der vorliegenden Studie zeigten, dass eine Zunahme des Trockenstresses die morphologischen und physiologischen Parameter von *P. orientalis* L. signifikant beeinflusste. Wasserstress ist eine konventionelle Methode, um die Leistung dieser Art von Sämlingen in Wasserstressgebieten zu entwickeln. Eine höhere Biomasse wurde bei weniger als 90 % SWHC gefunden. Eine Verringerung des Wasserhaushalts des Bodens um weniger als 60 % hat jedoch einen signifikanten Einfluss auf die Wachstumsleistung der Sämlinge, aber die Wurzellänge wird als toleranter gegenüber Wasserdefiziten angesehen. (Q<sup>4</sup>)

In den kältesten Jahren begann die *Platanus*-Pollensaison im Allgemeinen einige Tage später als im Durchschnitt, und in die-

<sup>12</sup> Übersetzungsfehler vorbehalten. Im Zweifelsfall Textquelle (Q-Nummer) konsultieren.



sem Fall wurden die Pollen schnell freigesetzt und erreichten in kurzer Zeit den Höchstwert, so dass der Schiefe-Index in diesen Jahren niedriger ist (2), was darauf hindeutet, dass die Spitze näher am Beginn der Pollensaison liegt als in den Jahren mit höheren Temperaturen. Ebenso ist der Kurtosis-Index in den kältesten Jahren höher (3), was auf eine fast normale Verteilung des Pollenflugs während der Saison hindeutet. Daher führen niedrigere Temperaturen zu einer schnelleren Freisetzung von *Platanus*-Pollen, und der Spitzenwert ist leicht zu erkennen. In Jahren, in denen die Temperatur höher war, wurde der Pollen im Laufe der Saison allmählich freigesetzt, so dass die Kurve eine geringe asymmetrische Tendenz und eine flachere Spitze als normal aufwies (die Indizes für Schiefe und Kurtosis nehmen niedrigere Werte an). [...] Das Bestäubungsverhalten von *Platanus* könnte sich als Folge der Anpassung an diese neue Situation ändern. Dies könnte zu einer Veränderung des Pollenkalenders mit Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit führen, aber auch die Funktion der Gattungen in den Ökosystemen verändern und das natürliche Gleichgewicht gefährden. (Q<sup>5</sup>)

Die orientalische Platane wächst auf unterschiedlichen Böden und ist tolerant gegenüber Luftverschmutzung, verdichteten Böden, Wurzelstörungen und starkem Wind. Obwohl sie ein gewisses Maß an Trockenheit verträgt, bevorzugt sie feuchte Böden und kann nicht im Schatten wachsen. (Q<sup>6</sup>)

## Ausmaß und Verbreitung

### Verbreitungsgebiet (heimisch und eingebracht)

Das Verbreitungsgebiet erstreckt sich vom Balkan nach Anatolien, von Ägypten ins westliche Syrien und über den Norden des Irak und den Iran bis zum westlichen Himalaya. Obwohl sie ausreichend Frosthärte besitzt, ist die Morgenländische Platane in Westeuropa kaum vertreten. (Q<sup>3</sup>)

Sie ist von Bulgarien und Nordgriechenland nach Süden, in den nördlichen Zagros im Iran und im südlichen Kaukasus beheimatet. Über das Datum der Einführung der orientalischen Platane in England herrscht Unklarheit. Einige der ältesten erhaltenen Bäume wurden im 17. Jahrhundert gepflanzt, und ein oder zwei sind

möglicherweise sogar noch früher. Mitchell (1996) gibt 1562, das Datum des zweiten Teils von Turners New Herball, als ersten Beleg für den Anbau von Bäumen in England an. (Q<sup>1</sup>)

Heimisches Verbreitungsgebiet: Italien Kroatien, Albanien, Montenegro, Nordmazedonien, Griechenland, Bulgarien, Türkei, Zypern, Syrien, Libanon, Israel. (Q<sup>7</sup>)

Die Orientalische Platane (*Platanus orientalis*) ist ein großer, schnellwüchsiger, langlebiger Laubbaum. Ihr natürliches Verbreitungsgebiet reicht vom östlichen Mittelmeerraum über den gesamten Nahen Osten bis nach Südsibirien. (Q<sup>6</sup>)

## Auswirkungen

### Einfluss auf Biodiversität und Ökosystemmuster und Prozesse

-

### Hybridisierung

-

**Verdrängung einheimischer Arten: Veränderungen im Lebensraumangebot für einheimische Taxa**

-

**Verdrängung einheimischer Arten: Konkurrenz mit einheimischen Arten**

-

**Verdrängung einheimischer Arten: Potenzial zur Etablierung einer dauerhaften Population**

-

**Schädlinge und Krankheitserreger: Wahrscheinlichkeit der Erhöhung des Risikos von Krankheitsausbrüchen**

Platanenkrebs: Erreger und Krankheitsverlauf (Q<sup>8</sup>)

Verursacht wird Platanenkrebs durch den Pilz *Ceratocystis fimbriata platani* (Syn.: *C. platani*). Er dringt über Rindenverletzungen oder Wurzelverwachsungen ein und wird über die Gefäße im gesamten Baum verteilt. Da der Pilz monatelang im Holz überdauert, kann die Krankheit auch mit Sägemehl, Holz- und Wurzelteilchen weiterverbreitet werden. (Q<sup>8</sup>)

Erste Krankheitsanzeichen sind schütterere Kronen mit vergilbenden Blättern. Befallene Rindenpartien sinken ein und verfärben sich braun-violett. Am Stamm entstehende Rindenverfärbungen entwickeln sich flammenförmig in Richtung Kronenansatz. Unter der befallenen Rinde verfärben sich Bast und Holz schwarzbraun und die Verfärbungen setzen sich zum Stammzentrum fort. (Q<sup>8</sup>)

Ursächlich ist eine Gefäßerkrankung (Tracheomykose); ähnlich *C. ulmi* bzw. *C. novo-ulmi* beim Ulmensterben oder *C. fagacearum* bei der Amerikanischen Eichenwelke. Typisch ist ein akuter Verlauf. Befallene Platanen sterben meist innerhalb von ein bis zwei Jahren ab. Das natürliche Verbreitungsgebiet des Pilzes liegt in Nordamerika, wo er zusammen mit der dort ebenfalls heimischen Abendländischen Platane (*Platanus occidentalis*; „Sycamore“) vorkommt. Auch die erste Beschreibung des Pilzes 1929 stammt aus Nordamerika. 1945 erreichte der Erreger im Holz von Munitionskisten in Marseille Europa, von wo aus er sich in ganz Südfrankreich ausbreitete und massive Schäden verursacht. Traurigen Bekanntheitsgrad erlangt haben hier die geradezu tragischen Ausmaße des Befalls der Platanen, die den Canal du Midi säumen. Zwischenzeitlich hat sich der Pilz auch in an Frankreich angrenzende Gebiete ausgebreitet. Zunächst nach Spanien und Italien (erster Nachweis 1972 in der Toskana). Später bis in die Schweiz. Seit 1986 ist er im Tessin bekannt. Nördlich der Alpen wurde Platanenkrebs erstmals 2001 in Genf festgestellt. Nachdem kurz darauf im Kanton Genf 2002 und 2003 weitere neue Befallsherde identifiziert wurden, kann davon ausgegangen werden, dass sich der Pilz seither auch nördlich der Alpen weiter ausbreitet. In Europa zeigt sich die Morgenländische Platane (*P. orientalis*) als hochgradig krebsempfindlich. Und auch die hier traditionell weit verbreitet angepflanzte Ahornblättrige Platane, *P. acerifolia* (Syn.: *P. x hispanica*; eine Hybride aus *P. orientalis* x *occidentalis*) ist massiv betroffen. (Q<sup>9</sup>)

**Positive Auswirkungen auf die biologische Vielfalt: z. B. Bereitstellung von Lebensraum für waldbewohnende Arten**

-

**Positive Auswirkungen auf versorgende, regulierende und kulturelle Ökosystemleistungen: z. B. Holzproduktion, erhöhte Produktivität der Wälder und Kohlenstoffaufnahme, Minderung von Naturgefahren**

**und Klimaregulierung, Bodenbildung, Erosionsschutz und andere Schutzfunktionen der Wälder, ökologische und kulturelle Vorteile (z. B. Zierbäume)**

Rinde und Blätter werden unter anderem als Antiseptikum bei Augenentzündungen, Hautverbrennungen und zur Wundheilung genutzt. Aus den Wurzeln lässt sich zudem ein Mittel gegen Schlangengift gewinnen. (Q<sup>9</sup>)

Der Baum wird hauptsächlich zu Zierzwecken verwendet, vor allem wegen seines charakteristischen, gefleckten Stammes und seiner großen Toleranz gegenüber städtischem Stress. Das Holz des Baumes ist nicht sehr haltbar, wird aber für die Zellstoff- und Papierherstellung, für Intarsienarbeiten und manchmal für die Tischlerei verwendet. Im Iran wird er in der traditionellen Medizin verwendet. (Q<sup>6</sup>)

**Wirtschaftliche Kosten invasiver Arten: z. B. Verluste an biologischer Vielfalt, verringerte Ökosystemleistungen, Kosten für die Bekämpfung invasiver Arten und die Milderung ihrer Auswirkungen, Wiederherstellung von Ökosystemen**

-

**Negative Auswirkungen auf die Gesundheit und das Wohlbefinden des Menschen: z. B. NNT Pollen, die beim Menschen Allergien auslösen, NNT, die den Nutzen der Interaktion zwischen Mensch und Natur verringern**

Orientalische Platanen, *Platanus orientalis*, sind eine in den Städten Südwestasiens und Südosteuropas eine wichtige Quelle luftübertragener Allergene. (Q<sup>2</sup>)

In den kältesten Jahren begann die *Platanus*-Pollensaison im Allgemeinen einige Tage später als im Durchschnitt, und in diesem Fall wurden die Pollen schnell freigesetzt und erreichten in kurzer Zeit den Höchstwert, so dass der Schiefe-Index in diesen Jahren niedriger ist (2), was darauf hindeutet, dass die Spitze näher am Beginn der Pollensaison liegt als in den Jahren mit höheren Temperaturen. Ebenso ist der Kurtosis-Index in den kältesten Jahren höher (3), was auf eine fast normale Verteilung des Pollenflugs während der Saison hindeutet. Daher führen niedrigere Temperaturen zu einer schnelleren Freisetzung von *Platanus*-Pollen, und der Spitzenwert ist leicht zu erkennen. In Jahren, in denen die Temperatur höher war, wurde der Pollen im Laufe der Saison allmählicher freigesetzt, so dass

die Kurve eine geringe asymmetrische Tendenz und eine flachere Spitze als normal aufwies (die Indizes für Schiefe und Kurtosis nehmen niedrigere Werte an). [...] Das Bestäubungsverhalten von *Platanus* könnte sich als Folge der Anpassung an diese neue Situation ändern. Dies könnte zu einer Veränderung des Pollenkalenders mit Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit führen, aber auch die Funktion der Gattungen in den Ökosystemen verändern und das natürliche Gleichgewicht gefährden. (Q<sup>6</sup>)

## Management

**Kontroll- und Eindämmungsstrategien: Verhinderung der absichtlichen Einschleppung**

-

**Kontroll- und Eindämmungsstrategien: Verhinderung der unerwünschten Ausbreitung**

-

**Kontroll- und Eindämmungsstrategien: rasche Ausrottung bei Neueinschleppung**

-

**Kontroll- und Eindämmungsstrategien: Beseitigung unerwünschter Verjüngung**

-

**Kontroll- und Eindämmungsstrategien: Kontrolle von Samenbanken**

-

**Überwachung: Überwachungsmaßnahmen zur Unterstützung der Früherkennung**

-

**Waldbauliche Maßnahmen zur Eindämmung der Ausbreitung: Auswahl der Baumarten, Niederwaldpflege, Erhaltung oder Förderung eines geschlossenen Kronendachs, Entastung**

-

## Literaturverzeichnis

Q1: Rix M, Fay M.F. *Platanus orientalis*. Curti's Botanical Magazine, 2017. DOI 10.1111/curt.12177

Q2: Pazouki N, Sankian M, Nejasdattari T, Khavari-Nejad R.A, Varasteh A.R. Oriental plane pollen allergy: Identification of allergens and cross-reactivity between relevant species. *Allergy and Asthma Proceedings*, 2008. DOI 10.2500/aap.2008.29.3178

Q3: Universität Münster. Morgenländische Platane *Platanus orientalis*. Stand 2016. Morgenländische Platane (uni-muenster.de) [08.05.2023]

Q4: Halmat A. Sabr. Growth of (*Platanus orientalis* L.) Seedlings under Different Drought Stress Condition. *Polytechnic Journal*, Vol 11, No 2, 2021 | 31, 2021. DOI 10.25156/ptj.v11n2y2021.pp31-36

Q5: Tedeschini E, Javier Rodríguez-Rajo F, Caramiello R, Jato V. & Frenguelli G. The influence of climate changes in *Platanus* spp. pollination in Spain and Italy. *Grana*, 45:3, 222–29. DOI <https://doi.org/10.1080/00173130600726646>

Q6: EUFORGEN – the European Forest Genetic Resources Programme. *Platanus orientalis*. Oriental plane. <https://www.euforgen.org/species/platanus-orientalis/> [08.05.2023]

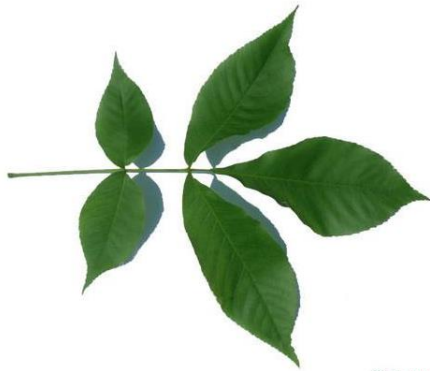
Q7: Euro+Med Plantbase - the information resource for Euro-Mediterranean plant diversity. – Published at [https://europlusmed.org/cdm\\_dataportal/taxon/4df53010-3bdf-4b20-bcb2-9c71b74b4037](https://europlusmed.org/cdm_dataportal/taxon/4df53010-3bdf-4b20-bcb2-9c71b74b4037) [08.05.2023]

Q8: waldwissen.net. Platanen: Option im Klimawandel? <https://www.waldwissen.net/de/waldwirtschaft/schadensmanagement/pilze-und-nematoden/platanenkrebs> [08.05.2023]

# Schuppenrinden-Hickory

## (*Carya ovata*)

Bei dieser Baumartenzusammenfassung handelt es sich um die Ergebnisse der Literaturrecherche. Hier wurde aus mehreren zusammenfassenden Werken direkt zitiert. Diese sind durch die „Q-Nummer“ am Ende jedes Absatzes vermerkt. Die Originalzitate wurden zur besseren Nachvollziehbarkeit im Text belassen. Die Untenstehenden Textpassagen wurden direkt oder nach voriger Übersetzung<sup>13</sup> aus dem Originalwerk (siehe Q-Nummer) herauskopiert und dienen der Zusammenfassung der Literaturrecherche. Die Texte sind geistiges Eigentum der zitierten Originalwerke.



© baumportal.de

Abbildung 59: schuppenrinden Hickorynuss (*Carya ovata*) @baumportal.de

## Ökologie

### Konkurrenzfähigkeit

Obwohl Shagbark Hickory (*Carya ovata*) einer der am schnellsten wachsenden *Carya*-Arten ist, sind seine Wachstumsraten geringer als die der meisten Eichen und anderer vergesellschafteter Arten in Waldbeständen der höheren Lagen.

Die Schattentoleranz von Shagbark Hickory wird als mittel eingestuft. Schösslinge und kleiner Jungwuchs überdauern unter dichten Baumkronen viele Jahre und reagieren schnell, wenn sie freigelassen werden (16). In weiten Teilen des Eichen-Hickory-Waldgebiets ist sie eine Klimaxart. Die relativ langsame Wuchsform von Shagbark (und

anderen Hickory-Arten) führt dazu, dass sie bei den derzeit für Laubholzbestände im Hochland empfohlenen Bewirtschaftungssystemen mit gleichmäßiger Altersstruktur (bei Umtriebszeiten von weniger als 100 Jahren) deutlich im Nachteil ist (19,20,21). An den meisten Standorten ist das Höhenwachstum von Hickory langsamer als das von Eichen und verwandten Arten, und in der Mitte der Umtriebszeit befinden sich die Hickorys in der subdominanten Kronendeckung und werden zu erstklassigen Entnahmekandidaten für die Entfernung bei periodischen Durchforstungen. Da Hickorys langlebige Bäume sind und die Fähigkeit besitzen, Schatten und Verdrängung zu ertragen und zu reagieren, wenn sie freigelassen werden, eignen sie sich (zusammen mit Weißeichen) hervorragend für die Bewirtschaftung in langen Umtriebszeiten (200 oder mehr Jahre). (Q1)

*C. ovata* verfügt über eine mittlere Schattentoleranz und wird in einigen Waldgebieten einem späten Sukzessionsstadium zugerechnet oder gilt als Klimax-Art [12, 29]. Sämlinge und Schösslinge können bei dichter Beschirmung viele Jahre überdauern und reagieren vor allem bei großflächiger Lichtstellung durch erhöhten Zuwachs [12,25,29]. Die Art kommt in den verbreiteten Bergeichen- und mesophytischen Mischwäldern vor, ist aber nur selten dominant oder co-dominant [12]. (Q2)

Wir konnten auch keine Auswirkungen von *C. ovata*-Beständen auf die Artenzusammensetzung der Unterholzvegetation und die Lichtverfügbarkeit feststellen. Aufgrund der geringen Auswirkungen auf die Waldbodenvegetation und der fehlenden Ausbreitung kamen wir zu dem Schluss, dass *C. ovata* nicht als invasive Art eingestuft werden kann. (Q<sup>3</sup>)

*C. ovata* verfügt über eine mittlere Schattentoleranz und wird in einigen Waldgebieten einem späten Sukzessionsstadium zugerechnet oder gilt als Klimax-Art [12, 29]. Sämlinge und Schösslinge können bei dichter Beschirmung viele Jahre überdauern und reagieren vor allem bei

<sup>13</sup> Übersetzungsfehler vorbehalten. Im Zweifelsfall Textquelle (Q-Nummer) konsultieren.

großflächiger Lichtstellung durch erhöhten Zuwachs [12,24, 29]. (Q<sup>4</sup>)

**Regenerationspotential: Möglichkeit zur Anlage von Samenbanken**

-

**Regenerationspotential: zur vegetativen Vermehrung**

Shagbark Hickory ist ein produktiver Sprossbildner. Fast alle gefälltten oder durch Feuer getöteten Hickorys mit einem Stubben-Durchmesser von bis zu 20 bis 24 cm treiben aus. Mit zunehmendem Stubben-Durchmesser nimmt die Sprossbildung ab, und der Anteil der Wurzelsauger steigt (16). Junge Hickory-Sprösslinge sind kräftig und können eine konkurrenzfähige Position im Kronenbereich eines neu regenerierten Bestands einnehmen. Nach 10 bis 20 Jahren nimmt die Geschwindigkeit des Höhenwachstums der Triebe ab, und der Hickory verliert normalerweise seine Kronenposition an die schneller wachsenden Eichen und verwandten Arten. (Q<sup>2</sup>)

Verjüngung ist sowohl generativ als auch vegetativ möglich. Letzteres geschieht durch Stockausschlag oder Wurzelbrut nach Hiebsmaßnahmen oder Feuer. Bei größeren Stubben-Durchmessern vermindert sich das Stockausschlagvermögen, wohingegen die Wurzelbrut zunimmt [12]. (Q<sup>2</sup>)

Die Wüchsigkeit der Verjüngung ist bei vollem Lichtgenuss in den ersten Jahren groß, verringert sich aber etwa ab Alter 10 [12] (Q<sup>4</sup>)

**Regenerationspotential: Samenproduktion**

Die Frucht, eine Nuss, ist in Größe und Form variabel. Die einzelnen Früchte, die zu dritt getragen werden, sind 3 bis 6 cm lang, oval bis subglobös oder verkehrt eiförmig, an der Spitze eingedrückt und von einer dünnen Schale umgeben, die sich aus den Blütenhüllblättern entwickelt. Die Früchte reifen im September und Oktober, und die Samen werden von September bis Dezember verbreitet. Der Hagbark Hickory erreicht mit 40 Jahren das Alter, in dem er Samen trägt. Obwohl die maximale Samenproduktion zwischen 60 und 200 Jahren erreicht wird, werden einige Samen bis zu einem Baumalter von 300 Jahren produziert (16).

Gute Samenerträge treten in Abständen von 1 bis 3 Jahren auf, wobei in den dazwischenliegenden Jahren nur geringe oder gar keine Samen produziert werden. Baum-

durchmesser und Kronengröße bzw. -oberfläche sind wahrscheinlich die besten Indikatoren für die Samenproduktion der Zottelrinde. Im südöstlichen Ohio betrug die 6-jährige Samenproduktion von dominanten und kodominanten Shagbark Hickory-Bäumen mit einem mittleren Durchmesser von 20,7 cm (Alter 60 Jahre), 26,1 cm (Alter 90 Jahre) und 45,1 cm (Alter 75 Jahre) im Durchschnitt 16, 36 bzw. 225 gesunde Samen pro Baum und Jahr (17). Es ist bekannt, dass einzelne Shagbark-Bäume in einem guten Jahr 53 bis 70 Liter Nüsse produzieren (4). Die Keimfähigkeit von frischem Saatgut liegt bei 50 bis 75 Prozent. (Q<sup>1</sup>)

Die Art wird mit etwa 40 Jahren mannbar. Danach blüht sie regelmäßig im Abstand von 1 bis 3 Jahren [34]. /176 bis 330 (im Mittel 220) gereinigte Steinkerne wiegen 1 kg. (Q<sup>4</sup>)

**Samenausbreitungsdistanz**

-

**Ausbreitungsmechanismen**

Shagbark-Nüsse sind schwer, im Durchschnitt etwa 220/kg, und werden hauptsächlich durch die Schwerkraft verbreitet, mit einer gewissen Ausweitung des Verbreitungsgebietes durch Eichhörnchen und Streifenhörnchen. (Q1)

Die mit Anfang August reifen Früchte werden im Herbst durch Vögel und kleine Säugetiere verbreitet [12]. (Q4)

**Taxonomie**

schuppenrinden Hickorynuss/ Shagbark Hickory: *Cary ovata* (Mill.) K. Koch (Q2,4)

**Baumwachstum und natürliche Verjüngung: Boden, Klima, Licht**

Shagbark Hickory wächst am besten in feuchtem Klima. Sie ist jedoch eine der widerstandsfähigsten Hickory-Arten und hat sich erfolgreich an ein breites Spektrum von Klimabedingungen angepasst. Im natürlichen Verbreitungsgebiet von Shagbark variiert die durchschnittliche jährliche Niederschlagsmenge zwischen 760 und 2030 mm, mit 510 bis 1020 mm Niederschlag während der Wachstumsperiode. Der durchschnittliche Schneefall beträgt in der Regel weniger als 3 cm im südlichen und südwestlichen Teil des Verbreitungsgebiets des Baumes und 254 cm oder mehr im nördlichen New York und südlichen Ontario.

Innerhalb des Verbreitungsgebiets des Shagbark Hickory variieren die durchschnittlichen Jahrestemperaturen von 4° C (40° F) im Norden bis fast 21° C (70° F) im Südosten von Texas. Die Durchschnittstemperatur im Januar schwankt zwischen -9° und 13° C (15° bis 55° F), während die durchschnittliche Temperatur im Juli zwischen 18° und 27° C (65° bis 80° F) schwankt. Im natürlichen Verbreitungsgebiet der Shagbark wurden Extremtemperaturen von -40° und 46° C (-40° und 115° F) gemessen. Auch die durchschnittliche Vegetationszeit variiert stark, von etwa 140 Tagen im Norden bis 260 Tagen im Süden. Die Standorte von Shagbark Hickory sind sehr unterschiedlich. Im Norden findet man ihn an (oft nach Süden ausgerichteten) Berghängen, während er weiter südlich eher auf Schwemmlandböden vorkommt (15,16). Im Ohio-Tal wächst Shagbark hauptsächlich an den Nord- und Osthängen der fruchtbaren Hochebenen; in den Cumberland Mountains ist er auf die Buchten und die Nord- und Osthänge beschränkt, und in Arkansas, Mississippi und Louisiana wächst er hauptsächlich in den Flussbetten. In den Blue Ridge Mountains der Carolinas findet man die Art an besseren Standorten bis zu einer Seehöhe von 910 m und im nördlichen Arkansas an nach Norden und Osten ausgerichteten Hängen in Höhenlagen über 610 m. Im nördlichen Arkansas ist Shagbark Hickory auf lehmigen Böden, die aus den Schieferformationen des Mississippi und Pennsylvania stammen, häufig anzutreffen und kann fast die Hälfte der Bestände in Privatwäldern an diesen Standorten ausmachen. Das Verbreitungsgebiet von Shagbark Hickory umfasst 7 Bodenordnungen und 14 Unterordnungen (24). In der südlichen Hälfte des Verbreitungsgebiets von Shagbark dominieren Ultisole, während im nördlichen Teil des Verbreitungsgebiets Alfisole und Mollisole die vorherrschenden Bodenordnungen sind. Die Böden im Verbreitungsgebiet von Shagbark stammen aus einer Vielzahl von Ausgangsmaterialien - Sedimentgestein und metamorphisches Gestein, Gletscherschutt und Löss. Die Böden weisen auch eine große Bandbreite an Bodenfruchtbarkeit auf, z. B. Alfisole und Mollisole mit hoher Basensättigung bis hin zu Ultisolen mit geringer Sättigung. Shagbark hickory reagiert empfindlich auf Veränderungen der Bodenfruchtbarkeit. Im nördlichen Teil ihres Verbreitungsgebiets ist die Art auf einer Vielzahl von Bergstandorten anzutreffen; in den südlichen Gebieten ist sie häufiger auf den fruchtbareren Böden im Tal und auf

den besseren, nach Norden und Osten ausgerichteten Bergstandorten anzutreffen. / Shagbark wird an den meisten Standorten als windfest eingestuft. / Shagbark hickory ist in allen Altersstufen anfällig für Feuerschäden. Leichte Brände können zum Absterben der Vermehrung und der Schösslinge führen (von denen die meisten später austreiben). Schärfere Brände können größere Bäume abtöten und andere verletzen, so dass sie der Stammfäule und der daraus resultierenden Verschlechterung des Holzes, dem Verlust des Klangvolumens oder beidem ausgesetzt sind (15, 161). (Q<sup>1</sup>)

Das natürliche Areal von *C. ovata* ist durch folgende klimatische Grenzwerte gekennzeichnet [12]: mittlere Temperatur: -9°C bis + 13°C (Januar); 18°C bis 27°C (Juli); Minimum-Temperatur: -46°C; frostfreie Periode: 140 Tage; mittlerer Niederschlag: 760 bis 2030 mm (Jahr), 510 bis 1020 mm (Vegetationszeit); mittlerer Schneefall: < 30 mm (Süden), >2500 mm (Norden). (Q2)

Das natürliche Areal von *C. ovata* ist durch folgende klimatische Grenzwerte gekennzeichnet [12]: mittlere Temperatur: -9 °C bis +13 °C (Januar) 18 °C bis +27 °C (Juli) Minimum-Temperatur: -46 °C frostfreie Periode: 140 Tage mittlerer Niederschlag: 760 bis 2030 mm (Jahr) 510 bis 1020 mm (Vegetationszeit) mittlerer Schneefall: < 30 mm (Süden) > 2500 mm (Norden). Die Art kommt auf unterschiedlichen Standorten vor, von Süd-Hanglagen im Norden des Verbreitungsgebietes bis zu alluvial beeinflussten Niederungen im Süden [2, 12]. In Südost-Ohio findet man sie sehr häufig an nordexponierten Oberhängen [23, 24]. In den Fluss- und Bachtälern im Süden des Areals wächst sie auf ganzjährig gut durchlüfteten, selten überfluteten Böden in unteren Hanglagen [36]. Auch die bevorzugten Bodentypen variieren beträchtlich [12]: Im Bergland ist *C. ovata* sowohl auf Böden mit geringer Basensättigung (Ultisole) im Süden, als auch auf solchen mit hoher Sättigung (Alfisole, Mollisole) im Norden vertreten. GRANEY [12] nimmt an, dass die Schindelborkige Hickorynuss auf Unterschiede in der Nährstoffversorgung im selben Gebiet empfindlich reagiert. MC-CARTHY und WISTENDAHL [24] erklären die Verbreitungsstrategie der Art in Südost-Ohio hingegen in erster Linie an Hand topographischer Gegebenheiten wie des Oberflächenreliefs und weniger auf Grund von Bodeneigenschaften. (Q<sup>4</sup>)

## Ausmaß und Verbreitung

### Verbreitungsgebiet (heimisch und eingebracht)

Shagbark hickory (Abb. 1,2) kommt im gesamten Osten der Vereinigten Staaten vor, vom südöstlichen Nebraska und südöstlichen Minnesota über das südliche Ontario und das südliche Quebec bis zum südlichen Maine, südwärts bis Georgia, Alabama, Mississippi, Louisiana und Osttexas sowie vereinzelt in den Bergen des nordöstlichen Mexiko. In den Küstenebenen des Südostens und des Golfs sowie im unteren Mississippi-Delta ist sie weitgehend nicht anzutreffen. (Q<sup>1</sup>)

*Carya ovata* ist ein sommergrüner Laubbaum, der im östlichen Nordamerika beheimatet ist und unter optimalen Standortbedingungen Wuchshöhen um 40 m erreichen kann. Das natürliche Verbreitungsgebiet von *C. ovata*, das im Osten der Vereinigten Staaten und in Kanada beheimatet ist, erstreckt sich vom südöstlichen Nebraska und dem südöstlichen Minnesota ostwärts bis zum südlichen Ontario, dem südlichen Quebec und dem westlichen Maine sowie südwärts bis Georgia, Alabama, Mississippi, Louisiana und Osttexas (29°–47° N.W., 70°–96° W.L.). Darüber hinaus kommt die Art vereinzelt in den nordöstlichen Bergen von Mexiko vor [12, 20]. Die vertikale Verbreitung reicht im Allgemeinen von 100 m ü. d. M. im Tiefland südlich des Verbreitungsgebiets bis zu 900 m in den südlichen Appalachen [12]. (Q<sup>2</sup>)

Das natürliche Areal der im Osten der USA und Kanadas beheimateten *C. ovata* erstreckt sich von Südost-Nebraska und Südost-Minnesota ostwärts bis Süd-Ontario, Süd-Quebec und West-Maine sowie südwärts bis Georgia, Alabama, Mississippi, Louisiana und Ost-Texas (29°–47° n. Br., 70°–96° w. L.).

Darüber hinaus kommt die Art im nordöstlichen Bergland von Mexiko vor [12, 20]. Die vertikale Verbreitung reicht im Allgemeinen von 100 m ü. NN in den Niederungen im Süden des Areals bis 900 m in den südlichen Appalachen [12]. Seit 1911 wird die Schindelborkige Hickorynuss in den USA angebaut [34]. Dies geschieht hauptsächlich innerhalb des natürlichen Verbreitungsgebietes, wo sie als Schattenspender sowie zur Fruchtproduktion, teilweise auch als Zierbaum auf Grund ihrer charakteristischen Borke und ungleichmäßigen, offenen Beas-

tung, begehrt ist [12]. Anbauten in Deutschland dienen in erster Linie der Holzproduktion [35]. (Q<sup>4</sup>)

Das ursprüngliche geografische Verbreitungsgebiet von *C. ovata* ist eines der größten unter den *Carya*-Arten, denn es erstreckt sich über ganz Nordamerika, vom kanadischen Ontario und Quebec im Norden bis zu den mexikanischen Gebirgszügen der Sierra Madre Oriental im Süden, im Osten bis zur Atlantikküste und im Westen bis zu den Great Plains (Graney, 1990). Wegen ihrer potenziellen Verwendung und ihres ästhetischen Wertes wurden mehrere Hickory-Arten, darunter *C. ovata*, ab dem 17. Importiert. Im 19. Jahrhundert wurden in Mitteleuropa mehrere experimentelle *Carya*-Bestände angelegt, um ihre Eignung als Alternative zur Eiche für die Produktion von hochwertigem Haushaltsholz zu untersuchen (Schwappach, 1901; Białobok und Chylarecki, 1965). Die angelegten Hickory-Monokulturen befanden sich in der Nähe von heimischen Eichen-Hainbuchenwäldern (*Quercus-Carpinus*). Da *C. ovata* in seinem nördlichen Verbreitungsgebiet unter ähnlichen klimatischen Bedingungen wächst wie in Mitteleuropa (Koppen, Geiger Klimatyp Dfb) (Peel et al., 2007), hat sie in vielen der eingeführten Bestände bis heute überlebt (Białobok und Chylarecki, 1965). (Q<sup>5</sup>)

## Auswirkungen

### Einfluss auf Biodiversität und Ökosystemmuster und Prozesse

-

### Hybridisierung

Es wird berichtet, dass *Carya ovata* mit *C. laciniosa* (6' x *dunbarii* Sarg.) und *C. cordiformis* (6' x *Zaneyi* Sarg.) hybridisiert, und es wurde eine Kreuzung zwischen Shagbark und Pecan verzeichnet. Es gibt fünf benannte Klone von Shagbark-Pecan-Hybriden, drei Kultivare für Shagbark-Shellbark-Hybriden und sieben Kultivare von Shagbark-Bitterut-Hybriden (13). (Q<sup>1</sup>)

Als natürliche Hybriden sind *C. x dunbarii* SARG. (*C. laciniosa* (MICHX. f.) LOUD. x *C. ovata*) und *C. x laneyi* SARG. (*C. cordiformis* (WANG.) K. KOCH x *C. ovata*) bekannt [20]. Darüber hinaus kommen – ohne eigenständigen Namen – auch Bastarde der Kombination *C. ovata* x *C. illinoensis* (WANG.) K. KOCH vor [13]. (Q<sup>4</sup>)

### Verdrängung einheimischer Arten: Veränderungen im Lebensraumangebot für einheimische Taxa

-

### Verdrängung einheimischer Arten: Konkurrenz mit einheimischen Arten

-

### Verdrängung einheimischer Arten: Potenzial zur Etablierung einer dauerhaften Population

-

### Schädlinge und Krankheitserreger: Wahrscheinlichkeit der Erhöhung des Risikos von Krankheitsausbrüchen

Hickories werden von mindestens 133 bekannten Pilzen und 10 anderen Krankheiten befallen (9). Die meisten Pilze sind Saprophyten, aber einige wenige können Schäden am Laub verursachen, Krebsgeschwüre hervorrufen oder Stamm- oder Wurzelfäulen verursachen. Die durch den Pilz *Poria spiculosa* verursachte Krebsfäule ist wahrscheinlich die am weitesten verbreitete und schwerwiegendste Krankheit unter den echten Hickorybäumen. Kanker bilden sich um abgestorbene Aststümpfe, und der holzfaule Pilz kann sich schließlich im gesamten Kernholz ausbreiten. Obwohl *P. spiculosa* die häufigste Stammfäuleart ist, verfaulen zahlreiche Pilze den lebenden Zylinder von Hickorys, die durch Feuer, Holzeinschlag usw. geschädigt wurden (9). Andere häufige Krankheiten des Hickory sind: Anthraknose (*Gnomonia caryae*), die unregelmäßige violette oder rötlich-braune Flecken auf der Blattoberseite und stumpfe braune Flecken auf der Unterseite verursacht. Diese können zu unregelmäßigen Flecken verschmelzen und in feuchten Jahreszeiten zu Blattverlusten führen; Mehltau (*Microstroma juglandis*) befällt Blätter und Zweige und kann durch Anregung der Knospenbildung Hexenbesen bilden; die Traubenkrankheit (Virus) verursacht ebenfalls Hexenbesen, die denen von *M. juglandis* ähnlich sehen. Das Virus wird möglicherweise durch saugende Insekten übertragen. Stark befallene Bäume können vorzeitig absterben. Die Kronengalle (*Agrobacterium tumefaciens*) ist eine bakterielle Krankheit, die Tumore oder warzenähnliche Anomalien an den Wurzeln oder an der Stammbasis verursacht, die schließlich zu einem allmählichen Rückgang und Abster-

ben des Baumes führen. Eine gallentragende Pilzart, *Phomopsis*, kann warzenartige Auswüchse hervorrufen, die von kleinen Zweiggallen bis zu sehr großen Stammknollen reichen. Es wird berichtet, dass mindestens 180 Insekten- und Milbenarten Hickorybäume und Holzprodukte befallen, aber nur wenige verursachen ernsthafte Schäden. Der Hickory-Borkenkäfer (*Scolytus quadrispinosus*) ist der wichtigste Insektenfeind von Hickory und anderen Laubhölzern im Osten der Vereinigten Staaten (1). In Dürreperioden kommt es im Südosten häufig zu Ausbrüchen, bei denen große Flächen an Holz vernichtet werden. Zu anderen Zeiten kann sich der Schaden auf einzelne Bäume oder Baumkronen beschränken. Das Laub der befallenen Bäume färbt sich innerhalb weniger Wochen nach dem Befall rot, und die Bäume sterben bald ab. Zu den Bekämpfungsmaßnahmen gehören das Fällen der befallenen Bäume und die Zerstörung der Rinde während der Wintermonate oder die Lagerung befallener Stämme in Teichen. Um wirksam zu sein, sollte diese Art der Bekämpfung großflächig durchgeführt werden. Der Zweigdickkopf (*Oncideres cingulata*) und die Zweigschere (*Elaphidionoides uillosus*) schneiden stark befallene Schatten- und Parkbäume oft stark zurück und können bei Sämlingen und Jungpflanzen in neu entstandenen Beständen zu Verformungen führen. (Q<sup>1</sup>)

Krankheiten hervor. Bei *C. ovata* sind indessen nur wenige von ihnen schwerwiegend [16]. Als besonders aggressiver, an Aststümpfen Krebs verursachender Schaderreger gilt *Phellinus spiculosus* (W. A. CAMPBELL et R.W. DAVIDSON) NIEMELÄ (syn. *Poria spiculosa* CAMPB. Et DAV I D S.); nach rasch fortschreitender Fäulnis im Splint wird auch das Kernholz zerstört [12, 16]. Zu erwähnen sind ferner folgende Krankheitserreger [12]: *Gnomonia caryae* F. A. WOLF ruft bräunliche Flecken (Anthraknose) auf den Blättern hervor; *Microstroma juglandis* (BERENGER) SACC. verursacht Hexenbesen.– Für das örtlich gehäufte Auftreten von kürzeren Zweigen auf normalen Ästen (Hexenbesen) sind zudem Viren verantwortlich.– Tumorartige Verdickungen an Wurzeln und am Stammfuß werden auf *Agrobacterium tumefaciens* (SM. et TOWNS.) CONN. zurückgeführt.– Infektionen durch eine *Phomopsis*-Art bewirken die Entstehung kleiner Zweiggallen wie auch größerer Stammbeulen. Von den 180 bei der Gattung *Carya* als Pathozoen bekannten Arthropoden-Arten verursachen nur wenige ernsthafte Schäden [12, 19]. Be-



sonders zahlreich kommen Milben, Blattläuse und kleine Zweiflügler vor, die an Blättern und Zweigen Gallen bilden [10]. Der Borkenkäfer *Scolytus quadrispinosus* SEY (Scolytidae) bohrt Gänge in Stamm und Äste; Massenvermehrungen, insbesondere in Verbindung mit trockener Witterung, können beträchtliche Schäden zur Folge haben [6, 12]. *Oncideres cingulata* und *Elaphidionoides villosus* befallen Zweige und Triebe, die sie ringeln bzw. stümmeln und so die Deformierung von Sämlingen und Schösslingen wie auch von jungen Bäumen herbeiführen [12]. (Q<sup>4</sup>)

**Positive Auswirkungen auf die biologische Vielfalt: z. B. Bereitstellung von Lebensraum für waldbewohnende Arten**

Die süßen Nüsse, die einst ein Grundnahrungsmittel der amerikanischen Indianer waren, dienen als Nahrung für Wildtiere. (Q<sup>1</sup>)

Für mancherlei Vögel, Säugetiere und Insekten sind die Früchte von *C. ovata* eine willkommene Nahrung [21]. Vorzugsweise werden sie von Hörnchen (*Sciurus niger*, *S. carolinensis*) aufgenommen, was bei starkem Auftreten der Tiere zu beträchtlichen Samenverlusten führt [28]. (Q<sup>4</sup>)

*Carya ovata* hat in neuen Lebensräumen außerhalb seines natürlichen Verbreitungsgebiets eine hohe Fähigkeit, kompatible ECM-Pilztaxa zu beherbergen und zu behalten, die Gattungen zugeordnet werden, die typischerweise als Mykorrhizapartner (Courtney et al., 2008; Pena et al., 2010; Lang et al., 2011; Trocha et al., 2012; Bahram et al., 2013); diese Taxa stammen wahrscheinlich aus dem gemeinsamen Mykorrhizanetzwerk der umliegenden Wälder oder aus der Ausbreitung über große Entfernungen (Horton, 2015, 2017). / Wir haben festgestellt, dass dieser exotische Baum problemlos eine reiche symbiotische Assemblage von ECM-Pilzen (Ectomycorrhizen) beherbergen kann. (Q<sup>5</sup>)

**Positive Auswirkungen auf versorgende, regulierende und kulturelle Ökosystemleistungen: z. B. Holzproduktion, erhöhte Produktivität der Wälder und Kohlenstoffaufnahme, Minderung von Naturgefahren und Klimaregulierung, Bodenbildung, Erosionsschutz und andere Schutzfunktionen der Wälder, ökologische und kulturelle Vorteile (z. B. Zierbäume)**

Hickories dienen vielen Wildtierarten als Nahrung. Die Nüsse werden bevorzugt von Eichhörnchen gefressen, und zwar ab dem

Zeitpunkt, an dem die Früchte Anfang August reif werden, bis der Vorrat aufgebraucht ist. Hickorynüsse machen auch 5 bis 10 Prozent der Nahrung von Streifenhörnchen aus. Neben den oben genannten Säugetieren verzehren auch Schwarzbären, Grau- und Rotfüchse, Kaninchen und Weißfußmäuse sowie Vogelarten wie Stockenten, Stockenten, Zwerghühner und Wildtruthähne kleine Mengen an Hickorynüssen (14). Hickory ist keine bevorzugte Futterpflanze und wird von Rehen in gutem Zustand nur selten gefressen. Das Laub von Hickory wird vom Vieh nur dann verbissen, wenn andere Nahrung knapp ist. Die Rindenstruktur und die offene, unregelmäßige Verzweigung des Shagbark Hickory machen ihn zu einem guten Solitärbaum für naturnahe Landschaften auf großen Flächen. Mindestens eine Zierform des Shagbark Hickory ist bekannt (UO), aber er wird nicht in großem Umfang als Zierbaum angepflanzt. / Hickory ist traditionell als Brennholz und zur Herstellung von Holzkohle sehr beliebt. Der allgemein geringe Anteil von Hickory im Oberholz vieler Privatwälder ist zum Teil auf den selektiven Einschlag von Hickory für Brennholz zurückzuführen. Brennholz aus Hickory hat einen hohen Heizwert, brennt gleichmäßig und erzeugt eine lang anhaltende, gleichmäßige Hitze; die Holzkohle verleiht Lebensmitteln einen Hickory-Rauchgeschmack. Das Holz der echten Hickorys ist für seine Festigkeit bekannt, und keine handelsübliche Holzart ist ihm in Bezug auf Festigkeit, Zähigkeit, Härte und Steifigkeit ebenbürtig (18). Hickory-Holz wird vor allem für Möbel, Fußböden und Werkzeugstiele verwendet. Aufgrund seiner kombinierten Festigkeit, Härte und Stoßfestigkeit eignet es sich für viele Spezialprodukte wie Leitersprossen, Dübel, Sportartikel und Turnhallengeräte. Shagbark Hickory ist nach Pecan (*Carya illinoensis*) wahrscheinlich die wichtigste Baumart, die sich für die kommerzielle Nussproduktion eignet. Die Nüsse haben süße Kerne und eine gute Knackqualität (die bei Kultivaren oft besser ist). (Q<sup>1</sup>)

Für mancherlei Vögel, Säugetiere und Insekten sind die Früchte von *C. ovata* eine willkommene Nahrung [21]. Vorzugsweise werden sie von Hörnchen (*Sciurus niger*, *S. carolinensis*) aufgenommen, was bei starkem Auftreten der Tiere zu beträchtlichen Samenverlusten führt [28]. (Q<sup>2</sup>)

Das Holz wird zur Herstellung von Möbeln, Bodenbelägen, Werkzeugen und Sportgeräten (z. B. Ausstattung von Turnhallen, Ski,

Baseballschläger, Ausrüstung für Bogenschützen) genutzt [32, 39]. In früherer Zeit fand es unter anderem für die Fertigung von Wagenteilen (Radspeichen, Deichseln), beim Bau von Kutschen und Waggons, als Bauholz sowie zur Herstellung von landwirtschaftlichen Geräten, Türangeln, Fassreifen und Ladestöcken für Vorderlader-Gewehre, bei den Urbewohnern auch von Bögen, Verwendung [7, 18, 30, 32, 33]. Zudem ist es zur Erzeugung von Holzkohle sowie als Brennholz begehrt, zumal es den höchsten Brennwert aller nordamerikanischen Laubbaumarten aufweist. / Der aromatisch riechende Rauch von frischem, brennendem Hickory-Holz wird zum Räuchern von Fleisch und Käse genutzt [30]. Aus inneren Borketeilen lässt sich ein gelber Farbstoff gewinnen, der früher zur Färbung von Kleidungsstoffen diente [30]. Die ziemlich leicht zu öffnenden Nüsse von *C. ovata* sind fett- und proteinreich, enthalten aber wenig Tannine [3,12, 37, 40]. Die kommerzielle Nutzung in den USA ist bedeutsam, wenn auch nicht in gleichem Maße wie die der Pekan-Nüsse (*C. illinoensis*) [12]. Züchterisch verbesserte Cultivare baut man als Pflanzlinge zur Fruchtproduktion an [37]. Die Urbewohner verwendeten die Nüsse als Nahrungsmittel und bereiteten aus den süß schmeckenden Samen eine nahrhafte Suppe zu („hickory milk“) [30]. (Q<sup>4</sup>)

**Wirtschaftliche Kosten invasiver Arten: z. B. Verluste an biologischer Vielfalt, verringerte Ökosystemleistungen, Kosten für die Bekämpfung invasiver Arten und die Milderung ihrer Auswirkungen, Wiederherstellung von Ökosystemen**

-

**Negative Auswirkungen auf die Gesundheit und das Wohlbefinden des Menschen: z. B. NNT Pollen, die beim Menschen Allergien auslösen, NNT, die den Nutzen der Interaktion zwischen Mensch und Natur verringern**

-

## Management

**Kontroll- und Eindämmungsstrategien: Verhinderung der absichtlichen Einschleppung**

-

**Kontroll- und Eindämmungsstrategien: Verhinderung der unerwünschten Ausbreitung**

-

**Kontroll- und Eindämmungsstrategien: rasche Ausrottung bei Neueinschleppung**

-

**Kontroll- und Eindämmungsstrategien: Beseitigung unerwünschter Verjüngung**

-

**Kontroll- und Eindämmungsstrategien: Kontrolle von Samenbanken**

-

**Überwachung: Überwachungsmaßnahmen zur Unterstützung der Früherkennung**

-

**Waldbauliche Maßnahmen zur Eindämmung der Ausbreitung: Auswahl der Baumarten, Niederwaldpflege, Erhaltung oder Förderung eines geschlossenen Kronendachs, Entastung**

-

## Literaturverzeichnis

Q1: Burns R.M, Honkala B.H. Silvics of North America Volume 2, Hardwoods. Forest Service, United States Department of Agriculture, 1990.

Q2: Roloff A., Weisgerber H., Lang U., Stimm B. Bäume Nordamerikas: Von Alligatorwachholder bis Zuckerahorn. Wiley-VCH, 2010.

Q3: Paz S., Czapiewska N., Dyderski M.K., Jagodzinski A.M. Assessment of *Carya ovata* (Mill.) K. Koch introduction to the potential oak hornbeam forest habitat in the Czernejewo Forest district. Sylwan, 2018.

Q4: Stephan B.R., Liesebach M. Enzyklopädie der Holzgewächse: Handbuch und Atlas der Dendrologie. Wiley-VCH, 2014. DOI: 10.1002/9783527678518.ehg2000045

Q5: Wiligan R, Leski T, Kujawska M, Karlinksi L, Janowski D, Rudawska M. Ectomycorrhizal fungi of exotic *Carya ovata* in the context of surrounding native forests on Central European sites. Fungal Ecology, 2020. DOI 10.1016/j.funeco.2019.100908

# Tulpenbaum

(*Liriodendron tulpifera*)

Bei dieser Baumartenzusammenfassung handelt es sich um die Ergebnisse der Literaturrecherche. Hier wurde aus mehreren zusammenfassenden Werken direkt zitiert. Diese sind durch die „Q-Nummer“ am Ende jedes Absatzes vermerkt. Die Originalzitate wurden zur besseren Nachvollziehbarkeit im Text belassen. Die Untenstehenden Textpassagen wurden direkt oder nach voriger Übersetzung<sup>14</sup> aus dem Originalwerk (siehe Q-Nummer) herauskopiert und dienen der Zusammenfassung der Literaturrecherche. Die Texte sind geistiges Eigentum der zitierten Originalwerke.



Abbildung 60: Tulpenbaum (*Liriodendron tulpifera*) @ Baumschule Horstmann

## Ökologie

### Konkurrenzfähigkeit

Obwohl die Art als intolerant gegenüber Schatten eingestuft werden, ist der Tulpenbaum konkurrenzstark, da die Baumart zahlreiche Samen und Triebe produziert und sehr schnell wächst. In den südlichen Appalachen, hat der Tulpenbaum ein schnelleres Höhenwachstum als die meisten Arten dieser Waldbestände, ausgenommen die Weißkiefer bis 50 Jahre alt (29). Wenn nicht von anderen Arten überdeckt, ist der Tulpenbaum dominant in der Baumschicht. Die Art ist oft ein Pionier auf aufgelassenen Feldern und kann im Wesentlichen sehr gut Reinbestände bilden.

Häufiger kommt die Art in Mischbeständen vor, im Altbestand kommt die Baumart meist eingestreut vor. Gelb-Poplar drückt Dominanz gut aus und stagniert selten, wenn überhaupt, weil auf übermäßiger Standdichte. Es schneidet sehr gut in geschlossenen Ständen. (Q3)

Die Baumart ist sehr schnellwüchsig und wird oft mit der Pappel verglichen (daher der englische Name Yellow-Poplar). In unteren Schwarzwaldlagen können naturverjüngte Pflanzen dem Bergahorn vorauswachsen. Der Tulpenbaum ist eine Lichtbaumart und gut in Mischbestände integrierbar, er ist anderen Baumarten gegenüber tolerant im Wuchsverhalten. Als Pionierbaumart werden Freiflächensituationen bevorzugt. So hat der Baum umfangreich Wüstungen des amerikanischen Bürgerkriegs und seit der Depression in den 1930er Jahren aufgelassene landwirtschaftliche Flächen besiedelt. Seine Sämlinge zeichnet im Vergleich zu älteren Pflanzen eine deutlich erhöhte Schattentoleranz aus. Auch in Deutschland tritt mit wechselnder Intensität Naturverjüngung auf. Diese entwickelt sich unter lichtem Schirm oft als Einzelmischung gut in standorttypischer Edellaubbaumverjüngung. In Bestandeslücken können sich femelartige tulpenbaumdominierte Verjüngungsgruppen bilden. (Q4)

[...]kommt selten im Reinbestand vor, sondern mit anderen begleitenden Arten wie Kanadische Hemlocktanne, Eiche, Schwarznuss, Kiefer und Robinie [3]. Lichtbaumart aber nicht Pionier [3]. Verjüngungsdickungsphase: wächst schnell in die Höhe, kann aber nicht länger als 3 Jahre Überschirmung tolerieren und muss die krautige Vegetation schnell überwachsen [3], da in der Jugendphase konkurrenzschwach [4]. Baum- und Altholz: Der Tulpenbaum wächst schneller als andere begleitende Arten und kann sich relativ einfach in der Oberschicht etablieren [4]. Reagiert dynamisch auf Freistellung [4]. (Q6)

<sup>14</sup> Übersetzungsfehler vorbehalten. Im Zweifelsfall Textquelle (Q-Nummer) konsultieren.

### Invasives Verhalten andernorts

-

#### Regenerationspotential: Möglichkeit zur Anlage von Samenbanken

Die Samen bleiben in der Natur etwa 4-7 Jahre keimfähig, bei künstlicher trocken-kühler Lagerung 3-4 Jahre. (Q4)

#### Regenerationspotential: zur vegetativen Vermehrung

Triebe entstehen hauptsächlich aus bereits vorhandenen ruhenden Knospen, die sich in der Nähe der Basis von toten oder sterbenden Stämmen oder in der Nähe der Bodenlinie auf Stümpfen befinden. Triebe können bei hohen Stümpfen bis zu 30 bis 38 cm (12 bis 15 Zoll) auftreten, aber mehr als 80 Prozent entstehen an oder unterhalb der Bodenlinie (44). In sekundären Beständen treibt der Tulpenbaum stark aus. (Q3)

Die Art ist zur Bildung von Stockausschlägen befähigt. Bei der Fortpflanzung der Art im Wald scheint das aber keine praktische Bedeutung zu besitzen. (Q4)

Stockausschlagfähigkeit: ja (Q6)

#### Regenerationspotential: Samenproduktion

Der Tulpenbaum produziert in der Regel erste Blüten im Alter von 15 bis 20 Jahren und kann die Produktion für 200 Jahre fortsetzen (29,31). Der Samen reift von Anfang August im Norden bis Ende Oktober im Süden. Im Piemont von North Carolina beginnt der Samenfall Mitte Oktober und erreicht seinen Höhepunkt Anfang November. Hoher Samenfall tritt in trockenen Perioden mit hohen Temperaturen auf, während Perioden starker Regenfälle zu niedrigen Samendichten führen. Lebensfähiges Samenmaterial wird von Mitte Oktober bis Mitte März verbreitet; der Prozentsatz der Lebensfähigkeit, der zwischen 5 und 20 Prozent reicht, ist über den gesamten Zeitraum ungefähr gleich. Der Tulpenbaum ist eine Art mit starker Samenproduktion, und hohe Samendichten werden fast jährlich produziert (29,31). (Q3)

*Liriodendron tulipifera* fruktifiziert ab einem Alter von 15-20 Jahren, später regelmäßig, oft jährlich. Die Keimkraft ist im Herkunftsland, wie auch bei uns, nominell mit 10-15% (maximal 35%) gering, was durch die üppige feinsamige Produktion (11.000 - 40.000

Stck./kg) aber mehr als ausgeglichen wird. (Q4)

#### Samenausbreitungsdistanz

Die Ausbreitung des Samens erfolgt durch Wind in bis zu 60 m Entfernung. (Q4)

Der Ausbreitungsradius kann bis 60 m betragen [1]. (Q6)

#### Ausbreitungsmechanismen

Die Ausbreitung des Samens erfolgt durch Wind [...]. (Q4)

Jährlich gute Fruktifizierung und die Samen verbreiten sich durch Wind [4]. Die Samen werden von Eichhörnchen-Arten gefressen [3]. (Q6)

#### Taxonomie

*Liriodendron tulipifera* L.

#### Baumwachstum und natürliche Verjüngung: Boden, Klima, Licht

Aufgrund seiner breiten geografischen Verteilung wächst der Tulpenbaum unter einer Vielzahl von klimatischen Bedingungen. Tief-temperaturextreme variieren von schweren Wintern im südlichen Neuengland und oberen New York mit einer mittleren Januartemperatur von -7,2° C (19° F) bis zu fast frostfreien Wintern in Zentralflorida mit einer mittleren Januartemperatur von 16,1° C (61° F). Die durchschnittliche Temperatur im Juli variiert von 20,6° C (69° F im nördlichen Teil des Verbreitungsgebietes bis 27,2° C (81° F im Süden. Der Niederschlag im Verbreitungsgebiet variiert von 760 mm (30 Zoll) bis mehr als 2 030 mm (80 in) in einigen Gebieten der südlichen Appalachen. Die durchschnittliche Anzahl frostfreier Tage variiert von 150 bis mehr als 310 Tagen in der Nord-Süd-Erstreckung. Die Auswirkungen von Temperatur- und Feuchtigkeitsextremen werden durch die lokale Topographie etwas gemildert. Am nördlichen Ende des Verbreitungsgebietes wächst der Tulpenbaum in der Regel in Tälern und Bachböden in Höhen unter 300 m (1.000 R).

In den südlichen Appalachen kann die Art auf einer Vielzahl von Standorten wachsen, einschließlich Bachböden, Buchten und feuchten Hängen bis zu einer Höhe von etwa 1.370 m (4.500 R). In Richtung der südlichen Grenze des Verbreitungsgebietes, wo hohe Temperaturen und Bodenfeuchtigkeit

wahrscheinlich begrenzt werden, ist die Art in der Regel auf feuchte, aber gut durchlässige Bachböden beschränkt. Die optimale Entwicklung der Baumart tritt dort auf, wo der Niederschlag über eine lange Vegetationsperiode gut verteilt ist. Die Art gedeiht auf vielen Bodentypen mit verschiedenen physikalischen Eigenschaften, chemischer Zusammensetzung und Ausgangsmaterialien. Innerhalb des größten Teils des Bereichs des Tulpenbaumes fallen diese Böden in die Bodengruppen Inceptisol und Ultisol. Außergewöhnlich gutes Wachstum wurde auf Auenböden an Bächen, auf Lehmböden von Bergbuchten, an Hängen unterhalb von Klippen und Felsen und auf gut bewässerten, kiesigen Böden beobachtet. Im Allgemeinen, wo der Tulpenbaum natürlich und gut wächst, sind die Böden mäßig feucht, gut durchlässig und locker strukturiert; er wächst nicht gut an sehr nassen oder sehr trockenen Standorten. Studien an Standorten, die so vielfältig sind wie die Küstenebene von New Jersey, die Central States, das Great Appalachian Valley, die Carolina und Virginia Piedmonts, das Cumberland Plateau und die Berge von Nordgeorgien haben isolierte Bodenmerkmale, die effektive Verwurzelungstiefe und Feuchtigkeitsversorgungskapazität als die wichtigsten Determinanten des Wachstums bestimmt (13, 18,25,30,35).

Die gleichen Studien betonten auch, dass topografische Merkmale plus Breitengrad und Seehöhe, die teilweise die Menge der eintreffenden Sonneneinstrahlung und die Verdunstungsrate bestimmen oder anderweitig die Feuchtigkeitsversorgungskapazität des Bodens beeinflussen, wichtige Variablen bei der Bewertung der Standorttauglichkeit sind. Das beste Wachstum tritt in der Regel in Nord- und Ostexpositionen, an unteren Hängen, in geschützten Bereichen und auf sanften, konkaven Hängen mit wenig Bodennährstoffen auf.

Die Sämlinge besitzen eine dünne Rinde und sind extrem anfällig für Feuerschäden. Selbst ein leichtes Bodenfeuer ist in der Regel tödlich für kleine Triebe bis 2,5 cm Durchmesser. Es können kleine Triebe nach dem Feuer wieder entstehen, aber wiederholte Brände können die Art von einer Stelle eliminieren. Stumpfsprossen sind besonders anfällig für Verletzungen, schlanke Teile können abgebrochen werden. Diese Schäden sind oft der Einstiegspunkt für Pilze. Frost, besonders in Senken mit starken Frösten, kann das frühe Wachstum und die Entwicklung der Art beeinflussen. (Q3)

*L. tulipifera* ist eine an den Standort sehr anspruchsvolle Baumart. Sie bevorzugt tiefgründige, gut wasserversorgte und gut durchlüftete Böden, wobei günstige bodenphysikalische Eigenschaften von größerem Einfluss sind als bodenchemische.

Nährstoffreiche, schwach saure Standorte sind ideal. In Tennessee und Kentucky sollen auch Kalkstandorte besiedelt werden. Die Baumart ist bei uns absolut winterfrosthart. Wegen des mittelfrühen Austriebs können aber Spätfrostschäden auftreten. Der Tulpenbaum gedeiht nicht auf trockenen Böden und Böden mit Wasserüberschuss, d. h. in Überschwemmungsbereichen auf Moorböden und stark wechselfeuchten Einheiten. Nährstoffarme Böden werden ebenfalls gemieden. / Mineralbodenanschluss und mäßig saure Oberbodenverhältnisse sind ideale Bedingungen für eine Keimung, die Dauer auch häufig nach Oberbodenverwundung durch Holzbringung usw. erfolgt. / Die relative Spätfrostgefährdung wurde bereits erwähnt. Gravierender sind aber Schneebruch, Schneedruck und Eisanhang zu bewerten, die in unteren Berglagen gelegentlich zu erheblichen Schäden führen können. Gleiches gilt für windexponierte Lagen. Bleibende Kronendehformationen können die Folgen sein. Vor allem die sehr dünnborkigen Jungbestände sind schon früh in der Vegetationszeit extrem empfindlich gegen Rindenverletzungen (Fäll- und Rückeschäden). Gegen Bodenverdichtung und Überflutung ist die Art empfindlich. Die Kronen der Bäume gelten als brüchig bei Holzerntemaßnahmen. (Q4)

[...] jährlicher Niederschlag zwischen 760 und 2030 mm; gut verteilt in der Vegetationsperiode [4]. Jahresmitteltemperatur von 9 °C [3]. Der Tulpenbaum bevorzugt tiefe und frische Böden und zeigt auf diesen bestes Wachstum [3]. Nährstoffreiche Böden sind ideal [1], da Stickstoff- und Phosphormangel das Wachstum stark einschränken [4]. Kalktoleranz: gut; pH-Wert: bestes Wachstum zwischen 6 und 8 [3]., Tontoleranz: keine Literatur gefunden.; Staunäsetoleranz: nicht tolerant [3], ist aber tolerant gegen zeitweise Überflutungen [5]. Bodenbearbeitung ist notwendig, damit die Samen in Verbindung mit dem Mineralboden kommen können. Die Naturverjüngung wurde in Deutschland unter lichtem Schirm oder in Bestandeslücken beobachtet [1]. Dürretoleranz: moderat [2]. Der Tulpenbaum braucht eine gleichmäßige Wasserzufuhr [3]. Trockenheit kann zum

leichten, frühen Laubfall führen [2, 3]. Feueranfälligkeit: hoch, überlebende feuergeschädigte Bäume werden anfälliger für Pilzkrankheiten [3]. Frostempfindlichkeit: winterfrostharte Baumart [4, 1, 3]. Allerdings können vor allem junge Pflanzen und auch deren Triebe unter Früh- und Spätfrost leiden [3]. Sturmanfälligkeit: sturmefeste Baumart, Stürme können aber Äste und Kronenteile herausbrechen [3]. Die Erholung erfolgt jedoch schnell [4]. Auf windexponierten Lagen können erhebliche Schäden vorkommen [1]. Auf den forstlichen Versuchsgeländen Liliental und Weinheim führten Sommergewitter zu gewaltigen und sogar vollständigen Kronenbrüchen [10, 16]. Schneebruch: sehr empfindlich [1,3]. (Q6)

## Ausmaß und Verbreitung

### Verbreitungsgebiet (heimisch und eingebracht)

Natürliches Verbreitungsgebiet: im gesamten Gebiet des östlichen Nordamerikas zwischen der kanadischen Provinz Ontario und Nordflorida. Verbreitungsschwerpunkt sind die Appalachen. Im Tertiär und in der Kreidezeit war die Gattung *Liriodendron* auch in Europa weit verbreitet. Eine weitere Art existiert heute noch in Asien (*L. chinense*). In Europa wird die Art seit 1663 angebaut. In Deutschland wurden nachweislich seit 1787 Versuchsanbauten vorgenommen. (Q4)

Natürliche Verbreitung: östlicher Teil von Nordamerika [3]; bis auf 1350 m [3] (Abb. 1). / Künstliche Verbreitung: Japan, Europa [3]. (Q6)

## Auswirkungen

### Einfluss auf Biodiversität und Ökosystemmuster und Prozesse

-

### Hybridisierung

*L. tulipifera* hybridisiert mit der bei uns sehr seltenen und deutlich kleineren Art *L. chinense*. Die Hybriden sollen ein sehr starkes Wachstum (erheblicher Heterosiseffekt) besitzen. (Q4)

### Verdrängung einheimischer Arten: Veränderungen im Lebensraumangebot für einheimische Taxa

Bei insgesamt moderater Verjüngungsaktivität gibt es in Mitteleuropa bisher keine Hinweise auf invasives Verhalten. (Q4)

### Verdrängung einheimischer Arten: Konkurrenz mit einheimischen Arten

Der Tulpenbaum kann zweifellos über Samenflug in heimische Waldgesellschaften einwandern, zeigt sich in diesen aber bisher sehr Mischungstolerant. Dies gilt auch für die sporadisch auftretenden Stockausschläge. (Q4)

Potenzial für Invasivität: gering [2], allerdings liegen für Mitteleuropa noch keine Beobachtungen vor [1]. (Q6)

### Verdrängung einheimischer Arten: Potenzial zur Etablierung einer dauerhaften Population

-

### Schädlinge und Krankheitserreger: Wahrscheinlichkeit der Erhöhung des Risikos von Krankheitsausbrüchen

Der Tulpenbaum ist im Vergleich zu vielen anderen kommerziell wichtigen Arten ungewöhnlich frei von Schädlingen. Während mehr als 30 Insektenarten die Art angreifen, weisen nur 4 Arten signifikante wirtschaftliche Auswirkungen auf (8). *Tourneyella Liriodendri* verursacht Wachstumsverlust durch die Entfernung großer Mengen an Phloemsaft. Durch diese Schädigung werden sie von Konkurrenten überwachsen. *Odonotopus calcelatus* ernährt sich von Knospen und Laub und kann bei Massenaufreten über große Flächen vorkommen. *Euzophera ostricolorella* greift das Phloemgewebe an der Basis des Baumes an und bietet Einstiegsstelle für Fäulnis und andere Krankheitserreger.

Kalamitäten durch den Käfer *Corthylus columbianus* töten den Baum nicht, sondern können Holz abbauen. Der Schaden besteht aus schwarz gebeizten Höhlen und verfärbtem Holz, das „calico poplar“ genannt wird. Feuernarben, Holzschäden, Tier- und Vogelschäden, Spitzenbruch, sterbende Äste und zerfallende Stümpfe sorgen für den Eintrag für zersetzende Pilze (16). Die wahrscheinlich häufigste Art von Zerfall im Zusammenhang mit basalen Wunden und zerfallenden Stümpfen ist eine weiche, schwammige, weiße oder graue Fäulnis, die durch den Pilz *Armillaria mellea* verursacht wird. Eine weiße Kernholzfäule, die durch *Collybia velutipes* verursacht wird, ist oft

mit Spitzenbruch und sterbenden Ästen verbunden. Arten der Gattung *Nectria* wurden mit Stammkanker in Verbindung gebracht.

Baumkrebs, der durch *Fusarium solani* verursacht wurde, wurde Tulpenbäumen in Ohio isoliert und wurde durch Pathogenitätsstudien gezeigt, dass diese charakteristischen Baumkrebs verursachen. Erhöhte Sterblichkeit während Dürreperioden, aber *F. solani* ist offenbar kein virulenter Erreger und verursacht Schäden nur, wenn der Wirt durch ungünstige Umweltfaktoren geschwächt wird. Ein Pilz der Gattung *Myxosporium* wurde mit toter Rinde infizierter Bäume in Verbindung gebracht. Waldsterben wurde für verstreute Gebiete im Süden berichtet.

Zu den Symptomen gehörten Chlorose von Blättern, eine spärliche Krone, Waldsterben, Stamm- und Zweikrebs und epikormisches Austreiben. Mehrere Pilzarten wurden konsequent von Bäumen mit Baumkrebs isoliert, aber es gab Ungewissheit über die genauen Erreger. Die Schwere und das Ausmaß der Infektion sind in den Berggebieten größer als an Tiefland-Standorten. Alle Krebserkrankungen, die für den Tulpenbaum gemeldet werden, scheinen sich auf Bäume zu beschränken, die aufgrund von Dürre, schlechtem Standort oder Konkurrenz wenig kräftig sind. Eine durch *Cylindrocladium scoparium* verursachte Wurzel-Krankheit verursacht Wurzel- und Stammläsionen. Es ist häufig tödlich in Gärtnereien und verursacht ein geringes Überleben und schlechtes Wachstum, wenn infizierte Sämlinge ausgepflanzt werden.

Stämme, besonders wenn sie in wärmeren Jahreszeiten geschnitten werden, unterliegen einer schnellen Verschlechterung aufgrund von Angriffen von holzfärbenden Pilzen, die sich weitgehend von Stärke und Zucker im grünen Splintholz ernähren und dieses tief durchdringen, während das Holz feucht ist. Die häufigste Art ist *Ceratocystis pluriannulata*. Die Blätter, Zweige und Zweige des Tulpenbaums sind zart und schmackhaft für Vieh und Weißschwanzwild, und junge Bäume werden oft häufig besucht. Sämlinge werden auf den Boden beweidet. In Gebieten, in denen Tiere in größerer Anzahl vorkommen, wird die Art häufig eliminiert. Kaninchen essen auch die Rinde und Knospen von Sämlingen und jungen Bäumen und können ziemlich zerstörerisch wirken. (Q3)

Schädlinge treten bei uns bisher selten auf. Hallimasch kann als Kernfäuleerreger vorkommen. Da es mit *L. chinense* nur eine wenig verbreitete weitere Art in der Gattung gibt, ist die Einschleppung gattungsspezifischer aggressiver Schadorganismen (wie z. B. bei den Gattungen Esche, Ulme, Eiche und Edelkastanie) wenig wahrscheinlich. (Q4)

Pilze: *Helicobasidium mompa* kann Absterben verursachen. *Sphaerella elatior* verursacht Flecken auf den Blättern. *Verticillium albo* und *V. atrum* können Sämlinge attackieren. Hallimasch (*Armillaria mellea*) kann holzstörende Krankheiten hervorrufen [3]. Stammkrebs wird von *Nectria* spp., *Myxosporium* sp. und *Fusarium solani* verursacht, vor allem an durch Trockenheit gestressten Bäumen oder auf ungünstigen Standorten. *Cylindrocladium scoparium* attackiert die Wurzeln von Sämlingen, und *Ceratocystis pluriannulata* befällt geerntetes Holz [4]. Der Brandkrustenpilz (*Ustilina deusta*) kann auch vorkommen [15]. Der Tulpenbaum reagiert nach mechanischer Verletzung mit Fäule [16]. Insekten: *Toumeyella liriiodendri* befällt junge Pflanzen, kann die Vitalität mindern und sogar zum Absterben führen. *Odontopus calceatus* kann Schäden auf der Bestandesebene mit großer Verbreitung hervorbringen [4]. *Corthylus columbiana* bohrt Löcher und schafft daher Eintrittsmöglichkeiten für Pilze [3]. Sonstige Risiken: Kletterpflanzen, insbesondere Vitis-Arten, können das Wachstum beeinträchtigen [14]. Verbissempfindlichkeit: ja, vor allem durch Hasen und Mäuse, aber auch Weidevieh und Wild [3]. (Q6)

**Positive Auswirkungen auf die biologische Vielfalt: z. B. Bereitstellung von Lebensraum für waldbewohnende Arten**

Es hat einen Wert als Quelle für Wildtierfutter im Vergleich zu einigen anderen Arten; die Samen werden von Wachteln, Finken, Kaninchen, Eichhörnchen und weißfüßige Mäuse. (Q3)

Die Blattstreu ist gut zersetzbar und bildet günstige Humusformen im Oberboden. (Q4)

Blattabbau: gut zersetzbar und kann zur Bodenverbesserung beitragen [1]. (Q6)

**Positive Auswirkungen auf versorgende, regulierende und kulturelle Ökosystemleistungen: z. B. Holzproduktion, erhöhte Produktivität der Wälder und Kohlenstoffaufnahme, Minderung von Naturgefahren**

### und Klimaregulierung, Bodenbildung, Erosionsschutz und andere Schutzfunktionen der Wälder, ökologische und kulturelle Vorteile (z. B. Zierbäume)

In Erholungswäldern kommen ästhetische Überlegungen hinzu, wobei dekorative Arten bevorzugt werden, die auffällige Blüten aufweisen (Tulpenbaum), deren Laub sich im Herbst intensiv verfärbt (Roteiche) oder die rasch zu Baumgiganten heranwachsen (Douglasie, Mammutbaum). (Q1)

Zwei Pflanzen wirkten spezifisch als Stimulanzien oder Halluzinogene: *Liriodendron tulipifera* und *Magnolia virginiana*. Beide Indikationen betrafen Rinde; für die erste Art wurde die grüne Rinde gekaut, während die Person für die zweite den Duft von Blättern oder Rinde einatmete (Speck et al., 1942). (Q2)

Der Tulpenbaum ist ein äußerst vielseitiges Holz mit einer Vielzahl von Anwendungen. Die wichtigsten jüngsten Verwendungen des Holzes sind für Holz für unbelichtete Möbelteile und Kernmaterial, Drehfurnier für den Einsatz als Querbänder beim Bau von Möbelteilen, in Sperrholz für Rücken und Innenteile und als Zellstoff. Als Ersatz für immer knapper werdende Nadelhölzer wird der Verwendung als strukturelles Framing-Material und für Furniere im Struktursperrholz große Aufmerksamkeit geschenkt. Der Tulpenbaum, mit seinen glänzenden grünen Blättern, charakteristischen Blüten und stattlichen Aussehen, ist ein ausgezeichnetes Zierwerk für Park und Garten, wo es ausreichend Platz gibt, um seine große Größe zu beherbergen. Es hat einen unverwechselbaren Wert als Honigbaum (25). (Q3)

Der Tulpenbaum zeichnet sich durch hohe Wuchsleistungen und eine außergewöhnliche Geradschäftigkeit aus. / Die gute Formigkeit und Astreinigung in Verbindung mit den erzielbaren hohen Durchmesserern können

zur Produktion sehr langer, hochwertiger Erdstämme genutzt werden (Furnier- und Schneideholz). / Die Verwendung von Tulpenbaumholz ist außerordentlich vielfältig: Schälholz, Modell- und Möbelholz, Särge, Musikinstrumentenbau, Drechslerholz, Fassdauben, Zündhölzer und Faserholz. Beste Möbelholzeigenschaften sind vor allem die hohe Dimensionsstabilität und eine geringe Neigung zum Reißen. Tulpenbaumholz lässt sich wie kaum eine andere

Baumart lasieren und polieren. Es wird auch als Ersatz für hochwertige Fichtenware verwendet (z. B. Treppenwangen). Im Musikinstrumentenbau wird Tulpenbaumholz ebenfalls gern verwendet (z. B. für Klaviertastaturen). Mäßige Stammholzqualitäten werden ähnlich wie Pappelholz verarbeitet (Palettenware, Blindholz usw.). Zellstoff aus Tulpenbaumholz ist fester als der aus Pappelholz. / Tulpenbäume spielen im Herkunftsland eine gewisse Rolle als Honiglieferanten. (Q4)

Sehr große Bäume mit überwiegend gut geformten Stämmen (auf guten Böden); astfreie Längen bis 23 m mit Durchmesser bis 2,3 m, meist um 15 m Länge und mit Durchmesser um 1 m. Der homogene Faserlauf und die nur geringe Härte des Holzes ermöglichen eine einfache Bearbeitung mit Hand- und Maschinenwerkzeugen. Whitewood lässt sich gut messern und Schälen, frisch sogar ohne vorheriges Kochen oder Dämpfen. Bei Hölzern mit hohem Anteil an Zugholz können beim Schleifen (wollige Oberflächen) und Profilieren (Faser Ausrisse) weniger saubere Flächen entstehen. Verklebungen bereiten keine Probleme, ebenso wie die Oberflächen-Behandlung. Die Tränkbarkeit ist gut (Splint) bis mäßig (Kern). Entsprechend lassen sich Furniere gut einfärben. Das Holz lässt sich schnell und ohne qualitätsmindernde Verformungen trocknen. Whitewood wird ausschließlich im Innenbereich, v. a. für die Herstellung von Möbeln, Wand- und Deckenbekleidungen, Musikinstrumenten (Korpusbau, Blindholz), Drechslerwaren, Bildhauerei und den Modellbau verwendet. Weiterhin werden aus *Liriodendron tulipifera* dekorative Furniere und Schälurniere (für Sperrholz) in den USA hergestellt. Das Holz ist auch ein wichtiger Rohstoff für die Zellstoff-Industrie. (Q5)

Das Holz des Tulpenbaumes ähnelt den physikalischen Eigenschaften dem der Linden [3] und kann als hochwertiges Furnier- und Schnittholz verwendet werden [1]. Es lässt sich gut trocknen und bearbeiten (z. B. sägen, hobeln, drechseln, biegen) [11]. Es hat nach dem Trocknen ein gutes Stehvermögen [12]. Landschaftliche und ökologische Aspekte: sehr attraktiver Baum durch Blüte und Herbstfärbung [3]. Bienenweide, die Samen liefern Futter für Wildtiere [4]. (Q6)

**Wirtschaftliche Kosten invasiver Arten: z. B. Verluste an biologischer Vielfalt, verringerte Ökosystemleistungen, Kosten für die Bekämpfung invasiver Arten und die Milderung**



ihrer Auswirkungen, Wiederherstellung von Ökosystemen

-

Negative Auswirkungen auf die Gesundheit und das Wohlbefinden des Menschen: z. B. NNT Pollen, die beim Menschen Allergien auslösen, NNT, die den Nutzen der Interaktion zwischen Mensch und Natur verringern

-

## Management

Kontroll- und Eindämmungsstrategien: Verhinderung der absichtlichen Einschleppung

-

Kontroll- und Eindämmungsstrategien: Verhinderung der unerwünschten Ausbreitung

-

Kontroll- und Eindämmungsstrategien: rasche Ausrottung bei Neueinschleppung

-

Kontroll- und Eindämmungsstrategien: Beseitigung unerwünschter Verjüngung

-

Kontroll- und Eindämmungsstrategien: Kontrolle von Samenbanken

-

Überwachung: Überwachungsmaßnahmen zur Unterstützung der Früherkennung

-

Waldbauliche Maßnahmen zur Eindämmung der Ausbreitung: Auswahl der Baumarten, Niederwaldpflege, Erhaltung oder Förderung eines geschlossenen Kronendachs, Entastung

-

## Literaturverzeichnis

Q1. Brang P, Pluess AR, Bürgi A, Born J. Potenzial von Gastbaumarten bei der Anpassung an den Klimawandel. Wald im Klimawandel Grundlagen für Adaptionsstrategien, Bundesamt für Umwelt BAFU, Eidgenössische Forschungsanstalt WSL, 2016.

<https://www.dora.lib4ri.ch/wsl/islandora/object/wsl:10483>

Q2. Morgan EE, Perry JE. Traditional Medicinal Plant Use Among Virginia's Powhatan Indians. *Banisteria*; Virginia Natural History Society, 2010. [https://virginianaturalhistorysociety.com/banisteria/pdf-files/ban35/Banisteria35\\_Powhatan%20Medicinal%20Plant%20Use.pdf](https://virginianaturalhistorysociety.com/banisteria/pdf-files/ban35/Banisteria35_Powhatan%20Medicinal%20Plant%20Use.pdf)

Q3. Burns RM, Honkala BH. *Silvics of North America*. Forest Service, United States Department of Agriculture. 1990.

Q4. Mettendorf B. Kurzportrait Tulpenbaum (*Liriodendron tulipifera*). *Waldwissen*, 2. <https://www.waldwissen.net/de/waldwirtschaft/waldbau/kurzportrait-tulpenbaum>

Q5. Holz vom Fach. American White-wood - Tulpenbaum. 2023. <https://www.holzvomfach.de/fachwissen-holz/holz-abc/american-whitewood/>

Q6. de Avila AL, Häring B, Rheinbay B, Brüchert F, Hirsch M, Albrecht A. Alternative Baumarten im Klimawandel. Eine Stoffsammlung. *Artensteckbriefe 2.0*. Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg (FVA), 2021. [https://www.fva-bw.de/fileadmin/publikationen/sonstiges/2021\\_fva\\_artensteckbriefe.pdf](https://www.fva-bw.de/fileadmin/publikationen/sonstiges/2021_fva_artensteckbriefe.pdf)

# Hybridlärche

(*Larix eurolepis*)

Bei dieser Baumartenzusammenfassung handelt es sich um die Ergebnisse der Literaturrecherche. Hier wurde aus mehreren zusammenfassenden Werken direkt zitiert. Diese sind durch die „Q-Nummer“ am Ende jedes Absatzes vermerkt. Die Originalzitate wurden zur besseren Nachvollziehbarkeit im Text belassen. Die Untenstehenden Textpassagen wurden direkt oder nach voriger Übersetzung<sup>15</sup> aus dem Originalwerk (siehe Q-Nummer) herauskopiert und dienen der Zusammenfassung der Literaturrecherche. Die Texte sind geistiges Eigentum der zitierten Originalwerke.



Abbildung 61: Hybridlärche (*Larix eurolepis*)  
@Paco Garin

## Ökologie

### Konkurrenzfähigkeit

-

### Invasives Verhalten andernorts

-

### Regenerationspotential: Möglichkeit zur Anlage von Samenbanken

-

### Regenerationspotential: zur vegetativen Vermehrung

-

### Regenerationspotential: Samenproduktion

-

### Samenausbreitungsdistanz

-

### Ausbreitungsmechanismen

-

### Taxonomie

*Larix eurolepis* (Q<sup>1-5</sup>)

### Baumwachstum und natürliche Verjüngung: Boden, Klima, Licht

überlegene Wuchleistung gegenüber den Elternarten (Q<sup>3</sup>)

## Ausmaß und Verbreitung

### Verbreitungsgebiet (heimisch und eingebracht)

Künstliche Hybride (Q<sup>2</sup>)

## Auswirkungen

### Einfluss auf Biodiversität und Ökosystemmuster und Prozesse

-

### Hybridisierung

-

### Verdrängung einheimischer Arten: Veränderungen im Lebensraumangebot für einheimische Taxa

-

### Verdrängung einheimischer Arten: Konkurrenz mit einheimischen Arten

-

<sup>15</sup> Übersetzungsfehler vorbehalten. Im Zweifelsfall Textquelle (Q-Nummer) konsultieren.

**Verdrängung einheimischer Arten: Potenzial zur Etablierung einer dauerhaften Population**

-

**Schädlinge und Krankheitserreger: Wahrscheinlichkeit der Erhöhung des Risikos von Krankheitsausbrüchen**

-

**Positive Auswirkungen auf die biologische Vielfalt: z. B. Bereitstellung von Lebensraum für waldbewohnende Arten**

-

**Positive Auswirkungen auf versorgende, regulierende und kulturelle Ökosystemleistungen: z. B. Holzproduktion, erhöhte Produktivität der Wälder und Kohlenstoffaufnahme, Minderung von Naturgefahren und Klimaregulierung, Bodenbildung, Erosionsschutz und andere Schutzfunktionen der Wälder, ökologische und kulturelle Vorteile (z. B. Zierbäume)**

Eine große Anzahl nicht heimischer Baumarten, die bereits in europäischen Wäldern wachsen, bietet eine gute Gelegenheit, ihre langfristige Leistung zu untersuchen und zu bewerten, und darüber hinaus könnte die Verwendung nicht heimischer Baumarten in Zukunft auf neue Gebiete und neue Taxa ausgedehnt werden. Beispiele hierfür sind das vielversprechende Potenzial verschiedener Koniferen wie *Cedrus libani* in Mitteleuropa (Messinger et al. 2015), der mögliche erweiterte Anbau von *P. sitchensis* in Schweden oder Norwegen (Lee et al. 2013) oder *Larix x eurolepis*, *Picea sitchensis* und *Pseudotsuga menziesii* in Schweden (CCV 2007). (Q1)

Der Hauptgrund für den Anbau von Lärchenhybriden war für die meisten Befragten ihre Resistenz gegen Wurzel- und Stammfäule. Es wurden auch mehrere andere potenziell attraktive Aspekte der Baumart genannt, z. B. die Windwurfsicherheit, der Bedarf an ergänzenden Baumarten, die leichte Etablierung und das Potenzial, wertvolles Holz zu liefern. Im Allgemeinen stimmen die in der Literatur und in der Praxis gewonnenen Erkenntnisse über die Lärchenhybride recht gut überein, aber bei der Resistenz gegen Wurzel- und Stammfäule gibt es Unterschiede zwischen der Literatur und den berichteten Erfahrungen. Die Forschung zeigt, dass die Hybridlärche sehr anfällig für Wurzel- und Stammfäule

ist, während die Waldbewirtschafter Wurzel- und Stammfäule als geringes Problem in Hybridlärchenbeständen bezeichnen, auch wenn sie wissen, dass die Hybridlärche nicht resistent ist. Es sind weitere Untersuchungen erforderlich, um das Risiko von Schäden durch Wurzel- und Stammfäule bei Hybridlärchen zu quantifizieren. (Q5)

**Wirtschaftliche Kosten invasiver Arten: z. B. Verluste an biologischer Vielfalt, verringerte Ökosystemleistungen, Kosten für die Bekämpfung invasiver Arten und die Milderung ihrer Auswirkungen, Wiederherstellung von Ökosystemen**

-

**Negative Auswirkungen auf die Gesundheit und das Wohlbefinden des Menschen: z. B. NNT Pollen, die beim Menschen Allergien auslösen, NNT, die den Nutzen der Interaktion zwischen Mensch und Natur verringern**

-

## Management

**Kontroll- und Eindämmungsstrategien: Verhinderung der absichtlichen Einschleppung**

Hybride Lärchen lassen sich morphologisch nicht von ihren Eltern unterscheiden. (Q4)

**Kontroll- und Eindämmungsstrategien: Verhinderung der unerwünschten Ausbreitung**

-

**Kontroll- und Eindämmungsstrategien: rasche Ausrottung bei Neueinschleppung**

-

**Kontroll- und Eindämmungsstrategien: Beseitigung unerwünschter Verjüngung**

-

**Kontroll- und Eindämmungsstrategien: Kontrolle von Samenbanken**

-

**Überwachung: Überwachungsmaßnahmen zur Unterstützung der Früherkennung**

-

**Waldbauliche Maßnahmen zur Eindämmung der Ausbreitung: Auswahl der Baumarten,**

Niederwaldpflege, Erhaltung oder Förderung eines geschlossenen Kronendachs, Entastung

-

## Literaturverzeichnis

(Q1) Brus, R.; Pötzelsberger, E.; Lapin, K.; Brundu, G.; Orazio, C.; Straigyte, L.; Hase-nauer, H. Extent, Distribution and Origin of Non-Native Forest Tree Species in Europe. *Scand. J. For. Res.* 2019, 34 (7), 533–544. <https://doi.org/10.1080/02827581.2019.1676464>.

(Q2) Royal Botanic Gardens Kew. *Larix × eurolepis* A.Henry | Plants of the World Online | Kew Science. Plants of the World Online. <http://powo.science.kew.org/taxon/urn:lsid:ipni.org:names:676901-1> (accessed 2023-05-30).

(Q3) Reck, S. ERGEBNISSE EINER VERSUCHSANLAGE MIT EUROPÄISCHEN LAERCHEN (*LARIX DECIDUA* MILL.) UND HYBRIDLÄERCHEN (*LARIX EUROLEPIS* HENRY). 1977.

(Q4) Larsson-Stern, M. Larch in Commercial Forestry: A Literature Review to Help Clarify the Potential of Hybrid Larch (*Larix × Eurolepis* Henry) in Southern Sweden. *South. Swed. For. Res. Cent. Alnarp Swed.* 2012.

(Q5) Larsson-Stern, M. Aspects of Hybrid Larch (*Larix × Eurolepis* Henry) as a Potential Tree Species in Southern Swedish Forestry; 2003.