In Focus – Managing Forests in Europe

Eingeführte Baumarten in europäischen Wäldern:
Chancen und Herausforderungen

Frank Krumm und Lucie Vítková (Hrsg.)

Eingeführte Baumarten in europäischen Wäldern:
Chancen und Herausforderungen

Gefördert durch:

Bundesministerium für
Ernährung, Landwirtschaft
und Verbraucherschutz

aufgrund eines Beschlusses
des Deutschen Bundestages

IMPRESSUM:

Zitierempfehlung: Krumm, F. und Vítková, L. (Hrsg.) 2016. Eingeführte Baumarten in europäischen Wäldern: Chancen und Herausforderungen. European Forest Institute. 456 S.

Layout: rombach digitale manufaktur, Freiburg
Druck: rombach digitale manufaktur, Freiburg

Haftungsausschluss: Bei vorliegendem Band handelt es sich um den Abschlussbericht des vom Mitteleuropäischen Regionalbüro des European Forest Institute (EFICENT) durchgeführten In-Tree-Projekts. Die Inhalte und Meinungen in dieser Veröffentlichung sind allein die der Autoren und entsprechen nicht unbedingt dem Standpunkt des European Forest Institute.

ISBN 978-952-5980-35-6 (Druck)
ISBN 978-952-5980-36-3 (PDF-Version)
©European Forest Institute 2016

Bildnachweise: F. Krumm (Umschlagvorderseite, Umschlagrückseite Mitte und rechts, S. 3), L. Vitková (S. 12, 452), I. Kowarik (S. 58), S. Woodward (Umschlagrückseite links), V. Quadt (S. 87).

Übersetzung aus dem Englischen: Leonie Unger (comunicart) in Zusammenarbeit mit Anja Hemming-Xavier; Lektorat: Simona Füger, Leonie Unger
Der Text der deutschen Ausgabe wurde von den jeweiligen Autoren oder Frank Krumm und Verena Quadt nachträglich redigiert. Dies kann in einigen Fällen Abweichungen vom englischen Originaltext zur Folge haben.

Eingeführte Baumarten in europäischen Wäldern:
Chancen und Herausforderungen

Inhalt

Autoren, Redaktion und Reviewers **7**

Vorwort, *Axel Heider* **11**
Einleitung **12**

1 Die Geschichte eingeführter und invasiver Baumarten **21**

1.1 Ausbreitungsdynamik und Invasionen europäischer Bäume während des Quartärs 22
H. John B. Birks und Willy Tinner

1.2 Überblick über die Geschichte eingeführter Baumarten in Europa 46
Bart Nyssen, Uwe Eduard Schmidt, Bart Muys, Pieter Bas van der Lei und Patrick Pyttel

2 Von eingeführt zu invasiv – Merkmale der Invasivität **59**

2.1 Strangers in Paradise – Über den Einfluss der Kultur auf die Haltung gegenüber eingeführten Arten 60
Uta Eser

2.2 Was sind die ausschlaggebenden Faktoren für die Invasivität von Baumarten in Mitteleuropa? 70
Petr Pyšek

2.3 Lässt sich vorhersagen, ob eine Art invasiv wird? 80
Tina Heger

2.4 Lob und Kritik – Die Wahrnehmung eingeführter Baumarten variiert und ändert sich mit der Zeit 88
Uwe Starfinger und Ingo Kowarik

2.5 Koinvasion invasiver Bäume und ihrer unterirdischen Mutualisten 98
Martin A. Nuñez, Nahuel Policelli und Romina D. Dimarco

2.6 Eingeführte Baumarten – Nutzen maximieren und Schäden gering halten: Lehren aus Südafrika 108
Brian W. van Wilgen

3 Management eingeführter und invasiver Baumarten – Konzepte und Ansätze **119**

3.1 Von Auswirkungsstudien zu Managementmaßnahmen: Risikoanalyse für eingeführte Bäume 120
Etienne Branquart, Bram D'hondt, Sonia Vanderhoeven und Sabrina Kumschick

3.2 Europäische Datenbanken zu invasiven gebietsfremden Arten 144
Annemarie Bastrup-Birk und Andreas Schuck

3.3 Bewertung invasiver Baumarten im Naturschutz und in der Forstwirtschaft – Widersprüche und Gemeinsamkeiten 158
Torsten Vor, Stefan Nehring, Andreas Bolte und Anke Höltermann

3.4 Beseitigung als Option für das Management invasiver Baumarten in Schutzgebieten 168
Livia Zapponi, Raffaele Cavalli, Emma Minari und Franco Mason

3.5 Eingeführte Arten in polnischen Nationalparks: Verteilung, Abundanz und Managementansätze 178
Anna Gazda und Jerzy Szwagrzyk

3.6 Waldbauliche Strategien für eingeführte Baumarten in Norditalien 188
Fabio Meloni, Renzo Motta, Etienne Branquart, Tommaso Sitzia und Giorgio Vacchiano

3.7 Vorkommen eingeführter Baum- und Straucharten in italienischen Regionen im Verhältnis zum Ausmaß von Plantagen- und Niederwäldern 208
Sabina Burrascano, Laura Celesti-Grapow und Carlo Blasi

3.8 Asiatische Staudenknöteriche – ein Beispiel für eine zunehmende Bedrohung? 216
Fanny Dommanget, Paul Cavaillé, André Evette und François-Marie Martin

4 Wichtige Aspekte eingeführter und invasiver Baumarten 229

4.1 Ökonomische Aspekte eingeführter Baumarten – Chancen und Risiken 230
Marc Hanewinkel und Jorie Knook

4.2 Bedeutung der Artenkonkurrenz und Migrationsbeschränkung für die Verteilung von Baumarten im Zeitalter des globalen Wandels 242
Eliane S. Meier und Niklaus E. Zimmermann

4.3 Können Ökosystemleistungen in einer heißeren und trockeneren Zukunft durch eingeführte oder heimische Baumarten gewährleistet werden? 252
Andreas Rigling, Arthur Gessler, Linda Feichtinger, Valentin Queloz und Thomas Wohlgemuth

4.4 Pathogene eingeführter Baumarten: Möglichkeiten der biologischen Bekämpfung 264
Steve Woodward, Alberto Santini und Tuğba Doğmuş

4.5 Eingeführte Baumarten in Mitteleuropa – Auswirkungen auf Arthropodengemeinschaften und Wechselwirkungen zwischen Arten 284
Martin M. Gossner

4.6 Einführung von Baumarten in Wälder und die Auswirkungen auf die Biodiversität 306
Yann Dumas

4.7 Natürliche Störungen und invasive eingeführte Pflanzen – eine genauere Betrachtung des Phänomens Feuer 316
Daniel Kraus, Joaquim S. Silva, Alexander Held, Marc Castellnou und Frank Krumm

5 Fallstudien zu eingeführten Baumarten 329

5.1 Die Robinie: von globaler Ökologie zu lokalem Management – eine Fallstudie aus der Tschechischen Republik 330
Michaela Vítková, Jan Pergl und Jiří Sádlo

5.2 Die Douglasie im Freiburger Stadtwald: eine eingeführte Baumart vor dem Hintergrund multifunktionaler Managementziele 344
Nicole Schmalfuss und Lucie Vítková

5.3 Quantifizierung der Invasivität der Douglasie auf der Grundlage ihrer Naturverjüngung im Südwesten Deutschlands 354
Anja Bindewald und Hans-Gerhard Michiels

5.4 Herausforderungen und Chancen – die Sitka-Fichte in Irland 368
Padraig O'Tuama, Paddy Purser, Faith Wilson und Áine Ní Dhubháin

5.5 Der Blaue Eukalyptus in Portugal – Chancen und Risiken einer weiträumig angepflanzten Art 378
Joaquim S. Silva und Margarida Tomé

5.6 Integration der Spätblühenden Traubenkirsche in das Waldmanagement in den Niederlanden und Belgien 388
Bart Nyssen, Jan den Ouden, Kris Verheyen und Margot Vanhellemont

5.7 Die Verbreitung des Götterbaums in der Schweiz 400
Jan Wunder, Simon Knüsel, Daniela Gurtner und Marco Conedera

5.8 Die Weymouthskiefer in der Tschechischen Republik 414
Pavel Bednář, Petr Vaněk und Lucie Vítková

5.9 Bewertung der Einflussfaktoren für eine Invasion in Waldökosysteme anhand von nationalen Waldinventuren: Silber-Akazie und Schwarzholz-Akazie in Nordwestspanien 424
Laura Hernández, Isabel Cañellas und Ignacio Barbeito

5.10 Management invasiver Baumarten im Nationalpark Donau-Auen, Österreich 434
Verena Quadt, Gerald Oitzinger und Karoline Zsak

Exkurse

I. Herausforderung Eschentriebsterben – eine Entscheidungshilfe für Forstpraktiker im Ortenaukreis 134
Bernhard Mettendorf und Daniela Vetter

II. Verhaltenskodex zu Plantagenwäldern: empfohlenes Management für eingeführte und invasive Baumarten 154
Giuseppe Brundu und David M. Richardson

III. Überblick über die Zertifizierung von eingeführten invasiven Baumarten 204
Marion Karmann, Owen Davies und Antonio Brunori

IV. Wechselwirkungen zwischen eingeführten Wild- und Pflanzenarten 278
Alexander Held und Frank Krumm

V. Offene Forschungsfragen für eine zuverlässige Bewertung der Auswirkungen der Douglasie auf die Biodiversität des Waldes 304
Kurt Bollmann und Rolf Holderegger

Synthese – Zusammenfassung **442**

Schlussfolgerung **447**

Glossar **453**

AUTOREN

Ignacio Barbeito, AgroParisTech und INRA, Nancy, Frankreich
Annemarie Bastrup-Birk, European Environmental Agency (EEA), Dänemark
Pieter Bas van der Lei, Wageningen University, Niederlande
Pavel Bednář, Akademie věd České Republiky – Global Change Research Institute (GCRI), Tschechische Republik
Anja Bindewald, Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg (FVA), Deutschland
H. John B. Birks, Universitetet i Bergen, Norwegen und University College London, Vereinigtes Königreich
Carlo Blasi, Università di Roma, Italien
Kurt Bollmann, Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL), Birmensdorf, Schweiz
Andreas Bolte, Thünen-Institut für Waldökosysteme, Deutschland
Etienne Branquart, Direction générale opérationnelle Agriculture, Ressources naturelles et Environnement du Service public de Wallonie, Belgien
Giuseppe Brundu, Università di Sassari, Italien
Antonio Brunori, PEFC Italia
Sabina Burrascano, Università di Roma, Italien
Marc Castellnou, Bomberos de Generalitat de Cataluña, Área GRAF, Spanien
Isabel Cañellas, INIA-CIFOR Madrid, Spanien
Paul Cavaillé, Université Grenoble Alpes und Irstea, UR EMGR, Centre de Grenoble, Frankreich
Raffaele Cavalli, Dipartimento Territorio e Sistemi Agro-Forestali, Università di Padova, Italien
Laura Celesti-Grapow, Università di Roma, Italien
Marco Conedera, Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL), Cadenazzo, Schweiz
Owen Davies, FSC, Vereinigtes Königreich
Bram D'hondt, Universiteit Gent, Belgien
Romina D. Dimarco, INTA-CONICET, Argentinien
Tuğba Doğmuş, Süleyman Demirel Üniversitesi, Isparta, Türkei
Fanny Dommanget, Université Grenoble Alpes und Irstea, UR EMGR, Centre de Grenoble, Frankreich
Yann Dumas, Irstea, Nogent-sur-Vernisson, Frankreich
Uta Eser, Büro für Umweltethik, Deutschland
André Evette, Université Grenoble Alpes und Irstea, UR EMGR, Centre de Grenoble, Frankreich
Linda Feichtinger, Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL), Birmensdorf, Schweiz
Anna Gazda, Uniwersytet Rolniczy w Krakowie, Polen
Arthur Gessler, Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL), Birmensdorf, Schweiz
Martin M. Gossner, Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL), Birmensdorf, Schweiz und TU München, Deutschland
Daniela Gurtner, Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL), Birmensdorf, Schweiz
Marc Hanewinkel, Universität Freiburg, Deutschland
Tina Heger, Universität Potsdam und TU München, Deutschland
Alexander Held, European Forest Institute (EFI), Deutschland
Laura Hernández, INIA-CIFOR Madrid, Spanien
Rolf Holderegger, Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL), Birmensdorf, Schweiz und Eidgenössische Technische Hochschule (ETH) Zürich, Schweiz
Anke Höltermann, Bundesamt für Naturschutz (BfN), Deutschland
Marion Karmann, FSC International
Jorie Knook, Business School of the University of Edinburgh und Scottish Rural College (SRUC), Vereinigtes Königreich
Simon Knüsel, Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL), Birmensdorf, Schweiz
Ingo Kowarik, TU Berlin, Deutschland
Daniel Kraus, European Forest Institute (EFI), Deutschland
Frank Krumm, European Forest Institute (EFI), Deutschland
Sabrina Kumschick, Centre for Invasion Biology, Stellenbosch University und Kirstenbosch National Botanical Gardens, Südafrika
François-Marie Martin, Université Grenoble Alpes und Irstea, UR EMGR, Centre de Grenoble, Frankreich
Franco Mason, Centro Nazionale per lo Studio e Conservazione della Biodiversità Forestale Bosco Fontana, Italien
Eliane Meier, Agroscope, Institut für Nachhaltigkeitswissenschaften, Schweiz

Fabio Meloni, Università di Torino, Italien
Bernhard Mettendorf, Ortenaukreis, ForstBW und IG Alternative Baumarten, Deutschland
Hans-Gerhard Michiels, Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg (FVA), Deutschland
Emma Minari, Centro Nazionale per lo Studio e Conservazione della Biodiversità Forestale Bosco Fontana, Italien
Renzo Motta, Università di Torino, Italien
Bart Muys, Katholieke Universiteit Leuven und EFIMED, Spanien
Stefan Nehring, Bundesamt für Naturschutz (BfN), Deutschland
Áine Ní Dhubháin, University College Dublin, Irland
Martin A. Nuñez, INIBIOMA-CONICET, Universidad Nacional del Comahue, Bariloche, Argentinien
Bart Nyssen, Bosgroep Zuid Nederland, Niederlande
Gerald Oitzinger, Österreichischen Bundesforste AG (ÖBf AG) und Nationalpark Donau-Auen, Österreich
Pádraig O'Tuama, Coillte Teo., Irland
Jan den Ouden, Wageningen University, Niederlande
Jan Pergl, Akademie věd České Republiky – Institute of Botany, Tschechische Republik
Nahuel Policelli, INIBIOMA-CONICET, Universidad Nacional del Comahue, Bariloche, Argentinien
Paddy Purser, PTR Ltd., Irland
Petr Pyšek, Akademie věd České Republiky – Institute of Botany und Univerzita Karlova, Tschechische Republik
Patrick Pyttel, Universität Freiburg, Deutschland
Verena Quadt, European Forest Institute (EFI), Deutschland
Valentin Queloz, Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL), Birmensdorf, Schweiz
David M. Richardson, Centre for Invasion Biology, Stellenbosch University, Südafrika
Andreas Rigling, Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL), Birmensdorf, Schweiz
Jiří Sádlo, Akademie věd České Republiky – Institute of Botany und Univerzita Karlova, Tschechische Republik
Joaquim S. Silva, Escola Superior Agrária de Coimbra und Universidade de Lisboa, Portugal
Alberto Santini, Consiglio Nazionale delle Ricerche – Area di Ricerca di Firenze, Italien
Nicole Schmalfuss, Freiburger Stadtwald, Deutschland
Uwe Eduard Schmidt, Universität Freiburg, Deutschland
Andreas Schuck, European Forest Institute (EFI), Deutschland
Tommaso Sitzia, Università di Padova, Italien
Uwe Starfinger, Julius Kühn-Institut, Deutschland
Jerzy Szwagrzyk, Uniwersytet Rolniczy w Krakowie, Polen
Willy Tinner, Institut für Pflanzenwissenschaften und Oeschger-Zentrum für Klimaforschung, Universität Bern, Schweiz
Margarida Tomé, Centro de Estudos Florestais, Universidade de Lisboa, Portugal
Brian van Wilgen, Centre for Invasion Biology, Stellenbosch University, Südafrika
Giorgio Vacchiano, Università di Torino, Italien
Sonia Vanderhoeven, Belgian Biodiversity Platform, Belgien
Petr Vaněk, Lesnická a dřevařská fakulta Mendelova univerzita v Brně, Tschechische Republik
Margot Vanhellemont, Universiteit Gent, Belgien
Kris Verheyen, Universiteit Gent, Belgien
Daniela Vetter, Ortenaukreis, ForstBW, Deutschland
Lucie Vítková, European Forest Institute (EFI), Deutschland
Michaela Vítková, Akademie věd České Republiky – Institute of Botany, Tschechische Republik
Torsten Vor, Universität Göttingen, Deutschland
Faith Wilson, Ecological Consultancy, Irland
Thomas Wohlgemuth, Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL), Birmensdorf, Schweiz
Steve Woodward, University of Aberdeen, Vereinigtes Königreich
Jan Wunder, Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL), Birmensdorf, Schweiz
Livia Zapponi, Istituto di Biologia Agroambientale e Forestale, Centro Nazionale per lo Studio e Conservazione della Biodiversità Forestale Bosco Fontana, Italien
Niklaus Zimmermann, Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL), Birmensdorf, Schweiz
Karoline Zsak, Nationalpark Donau-Auen, Österreich

Redaktion

Annemarie Bastrup-Birk, European Environment Agency (EEA), Dänemark
Jürgen Bauhus, Universität Freiburg, Deutschland
Etienne Branquart, Direction générale opérationnelle Agriculture, Ressources naturelles et Environnement du Service public de Wallonie, Belgien
Marco Conedera, Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL), Cadenazzo, Schweiz
Franz Essl, Universität Wien und Umweltbundesamt, Österreich
Frank Krumm (Koordinator), European Forest Institute (EFI), Deutschland
Hans-Gerhard Michiels, Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg (FVA), Deutschland
Andreas Rigling, Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL), Birmensdorf, Schweiz
Lucie Vítková (Koordinatorin), European Forest Institute (EFI), Deutschland
Jan Wunder, Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL), Birmensdorf, Schweiz

Reviewer

Annemarie Bastrup-Birk, European Environmental Agency (EEA), Dänemark
Etienne Branquart, Direction générale opérationnelle Agriculture, Ressources naturelles et Environnement du Service public de Wallonie, Belgien
Constanze Buhk, Universität Koblenz-Landau, Deutschland
Maria Calviño-Cancela, Universidade de Vigo, Spanien
Pilar Castro Díez, Universidad de Alcala, Spanien
Marco Conedera, Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL), Cadenazzo, Schweiz
Soraya Constán-Nava, Tragsatec Tecnologías y Servicios Agrarios, Spanien
Gerhard Egger, WWF, Österreich
Anke Fischer, James Hutton Institute, Vereinigtes Königreich
Marc Hanewinkel, Universität Freiburg, Deutschland
Tina Heger, Universität Potsdam und TU München, Deutschland
Sabrina Kumschick, Centre for Invasion Biology, Stellenbosch University und Kirstenbosch National Botanical Gardens, Südafrika
Thibault Lachat, Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL), Birmensdorf, Schweiz
Mathieu Lévesque, Columbia University, USA
Marcus Lindner, European Forest Institute, Finnland
Hans-Gerhard Michiels, Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg (FVA), Deutschland
Thomas A. Nagel, Univerza v Ljubljani, Slowenien
Maarten Niuewenhuis, University College Dublin, Ireland
Péter Ódor, MTA ÖK – Ökológiai és Botanikai Intézetének, Ungarn
Petr Pyšek, Akademie věd České Republiky – Institute of Botany und Univerzita Karlova, Tschechische Republik
Patrick Pyttel, Universität Freiburg, Deutschland
Albert Reif, Universität Freiburg, Deutschland
David M. Richardson, Centre for Invasion Biology, Stellenbosch University, Südafrika
Andreas Schuck, European Forest Institute (EFI), Deutschland
Beatrice Senn-Irlet, Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL), Birmensdorf, Schweiz
Vincent Upton, Galway Institute of Technology, Irland
Giorgio Vacchiano, Università di Torino, Italien
Kris Vandekerkhove, INBO, Belgien
Andrea Vannini, Università della Tuscia, Italien
Brian van Wilgen, Centre for Invasion Biology, Stellenbosch University, Südafrika
Pau Vericat, CTFC, Spanien
Torsten Vor, Universität Göttingen, Deutschland
Susanne Winter, WWF Deutschland und Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde (HNEE), Deutschland
Thomas Wohlgemuth, Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL), Birmensdorf, Schweiz
Jan Wunder, Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL), Birmensdorf, Schweiz

Abb. 1: Zeitstrahl der Einführung einiger der bedeutendsten nichtheimischen Baumarten in Europa.

Vorwort

Invasive Arten können eine ernstzunehmende Bedrohung der biologischen Vielfalt darstellen. Sie können einheimische Arten verdrängen oder durch das Einschleppen von Krankheiten gefährden und Populationen seltener Arten sogar ganz zum Erlöschen bringen. Deswegen verpflichtet das Übereinkommen über die Biologische Vielfalt die Vertragsstaaten, gegen invasive Arten vorzugehen; am 1. Januar 2015 ist die EU-Verordnung über invasive Arten in Kraft getreten, und auch die nationale Gesetzgebung enthält entsprechende Regelungen.
Wir alle kennen Beispiele für invasive Arten im Tier- wie im Pflanzenreich. Aber nicht immer ist es so eindeutig, ob eine von einem anderen Kontinent eingeführte oder eingeschleppte Art als invasiv einzustufen ist und eine Gefahr für die heimische Flora und Fauna darstellt. Und es sind auch wirtschaftliche, soziale und kulturgeschichtliche Aspekte zu beachten. Viele Kulturpflanzen stammen nicht aus Europa. Sind sie aber „invasiv"? Von Apfelbäumen (*Malus domestica*) geht eine Gefährdung unseres einheimischen Wildapfels (*Malus sylvestris*) durch Gen-Introgression aus. Aber niemand wird deswegen ernsthaft ein Anbauverbot für Kulturäpfel verlangen. Zumal die vielen Sorten des Kulturapfels nicht nur unserer gesunden Ernährung dienen, sondern ihrerseits zu einem schützenswerten Natur- und Kulturgut geworden sind, für das Erhaltungsprogramme durchgeführt werden. An manche eingeführten Bäume und Sträucher haben wir uns gewöhnt; sie sind Teil unserer Kulturlandschaft geworden.
Innerhalb Europas wurden schon in der Römerzeit Baumarten in Gebiete verbracht, in denen sie von Natur aus nicht vorkamen. Zum Beispiel verdanken wir die Esskastanie in den Weinbaugebieten nördlich der Alpen den Römern. So manches Arboretum und so mancher Park wurde in den vergangenen Jahrhunderten mit „exotischen" Baumarten geschmückt und für Erholungszwecke aufgewertet. Seit gut zweihundert Jahren hat die europäische Forstwirtschaft einige Baumarten in die Waldbewirtschaftung integriert, deren ursprüngliche Heimat außerhalb Europas liegt. Neben Erfolgen waren auch Misserfolge beim Anbau zu verzeichnen. So hat sich die Weymouthskiefer (*Pinus strobus*) als zu anfällig für den Blasenrost erwiesen. Die in wohlmeinender Absicht in eintönige Kiefernreinbestände eingebrachte Spätblühende Traubenkirsche (*Prunus serotina*) breitete sich stark aus und bildet vielerorts einen undurchdringlichen Unterwuchs. Sie wird von der Forstwirtschaft kostenaufwändig bekämpft, um die erfolgreiche Wiedereinbringung einheimischer Laubbaumarten zu ermöglichen.
Heute setzt die Forstwirtschaft Hoffnungen auf einige eingeführte Baumarten, von denen erwartet wird, dass sie die Folgen des Klimawandels besser verkraften als unsere einheimische Fichte und die Ertragsfähigkeit unserer Wälder sichern.
Doch plötzlich stehen diese fremdländischen Baumarten unter Verdacht: sind sie nicht etwa invasiv? Schaden sie der biologischen Vielfalt? Eine Publikation des deutschen Bundesamtes für Naturschutz (BfN), in der einige fremdländische Forstbaumarten als „invasiv" eingestuft wurden, hat Aufsehen über Deutschland hinaus erregt, zumindest in unseren deutschsprachigen Nachbarstaaten. Dieser Publikation des BfN sind der Deutsche Verband Forstlicher Versuchsanstalten (DVFF) sowie führende deutsche und Schweizer Forstwissenschaftler mit einer eigenen Publikation entgegengetreten. Seitdem reißt die Diskussion zwischen Naturschutz und Forstwirtschaft nicht mehr ab.
Vor diesem Hintergrund hat BMEL die vorliegende Studie des Europäischen Forstinstituts (EFI) gefördert. Das EFI als europaweit arbeitendes Institut erscheint mir bestens geeignet, unabhängiges Forschungswissen in die zum Teil sehr emotional geführte Diskussion einzubringen. Die Studie bietet nun ein umfassendes Bild des aktuellen Wissenstandes, nicht nur über invasive Arten, sondern über die breitere Fragestellung der Verbringung von Arten in eine neue Umgebung. Das vorliegende Buch liefert einen breiten Fächer neuerer wissenschaftlicher Erkenntnisse und Einschätzungen, sowohl aus Naturschutz- als auch aus forstwissenschaftlicher Sicht, und bezieht wirtschaftliche und soziale Aspekte mit ein. Beiträge und Fallstudien von anderen Kontinenten runden das Buch ab und ermöglichen uns, aus den Erfahrungen anderer zu lernen. Damit ist zu hoffen, dass dieses sehr gelungene Werk zur Versachlichung der Diskussion und zur Erarbeitung guter Lösungsvorschläge für die Politik beitragen kann.

Dr Axel Heider
Stellvertretender Abteilungsleiter, Unterabteilung Forstwirtschaft
Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft

Einleitung

Lucie Vítková und Frank Krumm

Einführungen von Arten außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebiets gibt es bereits, seitdem die Menschen wandern und neue Gebiete entdecken. Es wird davon ausgegangen, dass die ersten vorsätzlichen Einführungen im Mesolithikum durch die Jäger und Sammler stattfanden (ca. 10 000–5 000 v. Chr.). Jedoch werden in der modernen Geschichte die Entdeckung Amerikas und die daran anschließende Kolonialzeit als der eigentliche Beginn umfangreicherer Bemühungen zur Einführung von Arten angesehen (z. B. Preston et al. 2004).

Während die Einführung von Baumarten bis zum 19. Jahrhundert relativ selten war, haben der demographische Wandel und die moderne Landwirtschaft zu einem nachhaltigen Wandel der meisten Ökosysteme geführt. Das Zeitalter der industriellen Revolution hat im Zuge der Entwicklung neuer Transportmittel und Technologien zu einem erheblichen Anstieg des globalen Handels geführt. Das Ergebnis waren nicht nur irreversible Veränderungen der Umwelt, sondern auch zahlreiche (vorsätzliche und unabsichtliche) Einführungen von Arten außerhalb ihrer natürlichen Verbreitungsgebiete. Besonders in den letzten Jahrzehnten ist die Zahl der biologischen Einführungen drastisch gestiegen – überwiegend infolge der Zunahme des Handels, Änderungen in den geografischen Verbreitungsgebieten aufgrund des Klimawandels sowie der Erhöhung des Drucks eingeführter Individuen (Hulme 2009). Dabei wird die Einführung und Migration von Arten von verschiedenen Seiten als Teil des globalen Wandels betrachtet.

Einige eingeführte Arten haben sich in Bezug auf die Waldbewirtschaftung in manchen Ländern positiv entwickelt, während sich andere als problematisch erwiesen haben. Dies liegt hauptsächlich daran, dass bedingt durch einige ökologische Eigenschaften bestimmter, sich relativ stark ausbreitender Arten Druck auf einen Teil der heimischen Ökosysteme ausgeübt wird. Daher werden solche eingeführten Baumarten, d. h. Arten, deren Einführung und nachfolgende Verbreitung soziokulturelle, wirtschaftliche und/oder ökologische Schäden verursachen und Schlüsselfunktionen der Waldökosysteme stören, als invasiv bezeichnet. Dabei ist zu beachten, dass einige der heute verwendeten Begriffe aus der Ökologie und Evolution anhand des Verhaltens invasiver Baumarten definiert und abgeleitet wurden. Beispiele dafür finden sich bei Charles Darwin (1859), der die revolutionäre Idee der Evolution und natürlichen Selektion durch Konkurrenz aufbrachte, oder Eugen Warming (1895), der bei der Entwicklung der Idee der ökologischen Nische abiotische Faktoren heranzog. Solche Ideen beeinflussten später wichtige Entwicklungen in der Ökologie, auf die z. B. von Arthur Tansley, Frederic Clements, Henry Cowles oder Charles Elton, um nur einige zu nennen, eingegangen wurde. Dabei befasste sich Letzterer (1958) insbesondere mit der Ökologie der Invasionen von Pflanzen und Tieren.

Abb. 2: Anzahl der wissenschaftlichen Arbeiten zu eingeführten und invasiven Baumarten, die seit 1973 auf europäischer und globaler Ebene (einschließlich europäischer Arbeiten) veröffentlicht wurden. Die Literaturrecherche wurde am 13. Oktober 2016 in CAB Abstracts (Datenbank für wissenschaftliche Arbeiten, die von CAB International seit 1973 abstrahiert wurden) durchgeführt. Bei der Recherche wurden die englischen CABI-Suchbegriffe „invasive species" ODER „invasive alien species" ODER „invasion" ODER „invasions" verwendet. Außerdem wurden Begriffe in Bezug auf „invasive species" aus dem CAB Thesaurus ausgewählt, d. h. „invasive species", „invasive organisms", „invasive alien species" Die Kombination der anfänglichen Recherche mit diesen Indexbegriffen ergab insgesamt 30 537 wissenschaftliche Arbeiten.

Die Literatur zum Thema Invasivität ist umfangreich und hat in den letzten 20 Jahren stark zugenommen (Abb. 2). Allerdings liegen immer noch keine langfristigen empirischen Daten speziell zur Ökologie und Evolution invasiver Baumarten vor. Obwohl diese Erkenntnisse alles andere als neu sind, ist es frappierend zu sehen, wie wenig Beachtung dieses Thema – trotz des hohen Forschungsaufwands und angesichts der Bedeutung dieses Themas – bislang auf politischer Ebene gefunden hat. Gleichzeitig wurde das Thema Invasionsökologie weiterentwickelt (z. B. Williamson 1996, Pyšek et al. 2004), was bei der Terminologie bezüglich des Invasionsprozesses zu Verwirrung geführt hat. Diese Tatsache wurde

beispielsweise von Pyšek et al. (2004), Hulme et al. (2013) oder Jeschke et al. (2014) bestätigt. Richardson et al. (2000) und Blackburn et al. (2011) haben Grafiken zur Veranschaulichung des zur Invasion führenden Einführungsprozesses vorgeschlagen, in die Schlüsselaspekte wie Managementmaßnahmen und Hindernisse für diese Entwicklung eingeflossen sind (Abb. 3).

Die Begriffe und Definitionen im Zusammenhang mit eingeführten und invasiven Arten werden häufig widersprüchlich verwendet, was zu Missverständnissen führt.

Das Thema, eingeführte und invasive Baumarten, ist sehr umfangreich und komplex und beinhaltet viele Begriffe, die definiert werden müssen. Allerdings werden die verschiedenen bestehenden Definitionen häufig unterschiedlich ausgelegt. Zur Klarstellung werden in Tabelle 1 einige der in dieser Publikation häufig vorkommenden Schlüsselbegriffe zusammen mit den entsprechenden Definitionen aufgeführt, die zwischen der Redaktion und den mitwirkenden Autoren abgestimmt wurden.

Abb. 3: Prozess der Arteneinführung mit den verschiedenen Entwicklungsphasen. Ferner werden die Schlüsselbegriffe in Bezug auf eingeführte Arten genannt, zusammen mit den Managementmaßnahmen und wichtigsten Hindernissen, durch die eine Verbreitung eingeführter Baumarten potenziell eingeschränkt wird (verändert nach Blackburn et al. 2011).

Tab. 1: Schlüsselbegriffe und ihre Definitionen

Begriff	Definition	Quelle
Einführung	Ein Prozess (oder eine Maßnahme), durch den (bzw. die) eine Art (oder ihre Diaspore) ein größeres geografisches Hindernis durch menschliches Einwirken überwinden kann.	Verändert nach Richardson et al. (2000)
Eingeführte Arten (nichtheimisch, gebietsfremd, nicht-indigen, exotisch)	Eine Art in einem bestimmten Gebiet, deren Vorkommen auf die vorsätzliche oder unabsichtliche Einführung durch menschliches Handeln zurückzuführen ist.	Gassmann und Weber (2006)
Invasion	Ein Prozess, bei dem eine Art verschiedene Hindernisse überwinden muss, um sich in einem neuen Gebiet, verbreiten zu können, in dem sie dann dominant wird.	Verändert nach Valéry et al. (2008)
Invasive Art	Eine Art, die verschiedene Hindernisse überwunden hat, um sich in einem neuen Gebiet verbreiten zu können, in dem sie dann dominant wird.	
Naturalisation	Ein Prozess, durch den eine Art neue sich selbst erhaltende Populationen etabliert, sich reproduziert und weitläufig verbreitet bzw. Teil der heimischen Flora wird.	Richardson et al. (2000)
Heimische Art	Art, die sich in einem bestimmten Gebiet entwickelt hat oder auf natürlichem Weg ohne vorsätzliche oder unabsichtliche menschliche Eingriffe aus dem Gebiet, in dem sie heimisch ist (oder war), dorthin gelangt ist.	Verändert nach Pyšek et al. (2004)
Invasivität	Die Merkmale eines Organismus (z. B. Lebenszyklusmerkmale und Fortpflanzungsraten), die bestimmen, inwieweit ein solcher Organismus potenziell verschiedene Invasionshindernisse überwinden kann.	Verändert nach Richardson et al. (2011)
Invasibilität	Die Eigenschaften einer Gemeinschaft, eines Habitats oder eines Ökosystems, die deren bzw. dessen Anfälligkeit gegenüber einer Invasion bestimmen.	Lonsdale (1999)

Die Diskussion über biologische Invasionen und Waldwirtschaft ist häufig von Vorurteilen und Emotionen geprägt.

In einigen Kapiteln dieser Publikation werden neben den Gründen für die Einführung von Bäumen auch die zugrunde liegenden Prozesse beschrieben, die dazu führen, dass eine bestimmte Art invasiv wird. Unbedingt zu beachten ist, dass es zwei verschiedene Arten der Einführung gibt: (i) *unabsichtlich* (z. B. Auswilderung aus Gärten, Konsequenz des Handels usw.) und (ii) *vorsätzlich* (zu einem bestimmten beabsichtigten Zweck). Zwar sind beide Einführungsarten für die Forstwirtschaft relevant, jedoch fällt der vorsätzlichen Einführung eine besondere Bedeutung zu. Neben der Einführung von einzelnen Bäumen zu Zierzwecken hat die Anpflanzung eingeführter Baumarten im Bereich der

Forstwirtschaft dazu geführt, dass große Flächen mit einer großen Anzahl von Bäumen bepflanzt wurden. Dadurch ist ein hoher Diasporendruck entstanden, der anerkanntermaßen entscheidend dazu beiträgt, dass sich eine Baumart zu einem Invasor entwickeln kann (z. B. Lonsdale 1999, Chytrý et al. 2005).

Gezielte Maßnahmen zur Anpassung der Umgebungsbedingungen des Einführungsgebiets an die Bedingungen im heimischen Verbreitungsgebiet einer Art (oder Provenienz) führten dazu, dass einige Arten invasiv wurden (z. B. Lambdon et al. 2008, Pyšek et al. 2009, Křivánek et al. 2006, Richardson 2011). Daher ist es alles andere als überraschend, dass intensive Forstplantagenbewirtschaftung (großer Umfang, hohe Dichte, Reetablierung von Populationen) in Kombination mit hohem Diasporendruck und Artenmerkmalen dazu geführt hat, dass sich die Forstwirtschaft zu einem effizienten Invasionspfad entwickelt hat (z. B. Křivánek et al. 2006, Pyšek et al. 2009, Wilson et al. 2009, Essl et al. 2010). Hier muss allerdings berücksichtigt werden, dass Einführungen im Zuge der Plantagenforstwirtschaft erheblich zur Schaffung von Beschäftigungs- und Einkommensmöglichkeiten in ländlichen Gebieten beigetragen haben, die in einigen Ländern in solchen Gebieten ansonsten eher selten wären.

Die wachsende Nachfrage nach Holz und Holzprodukten, die notwendige Produktion von Biomasse für Energiezwecke und die Verpflichtung zur Bindung des Kohlenstoffs in den Wäldern, als Maßnahme gegen den Klimawandel usw. haben zur Ausdehnung von Wäldern geführt, die sich ganz oder teilweise aus eingeführten Baumarten zusammensetzen. Der Klimawandel beeinflusst derzeit unsere Ökosysteme zusätzlich, und wir müssen auf weitere Veränderungen vorbereitet sein und grundsätzlich die Resilienz der Wälder verbessern. Um den steigenden Bedarf an Mehrfachleistungen aus den Wäldern zu erfüllen, müssen die verschiedenen Anforderungen auf breiter Ebene betrachtet werden. In diesem Zusammenhang ist eindeutig die Politik gefragt, und es gibt durchaus Bemühungen, die unterschiedlichen Herausforderungen im Rahmen verschiedener Initiativen zu bewältigen. Beispielsweise wird im Übereinkommen der Vereinten Nationen über die biologische Vielfalt (Convention on Biological Diversity, CBD) in Artikel 8h festgelegt, dass die Vertragsparteien soweit wie möglich die Einführung gebietsfremder Arten, welche Ökosysteme, Habitate oder Arten bedrohen, verhindern und solche Arten kontrollieren oder beseitigen müssen. Außerdem heißt es in Ziel 9 der Aichi-Biodiversitätsziele (CBD 2010): „Bis 2020 sind die invasiven gebietsfremden Arten und ihre Einschleppungswege identifiziert und nach Priorität geordnet, prioritäre Arten kontrolliert oder beseitigt und Maßnahmen zur Überwachung der Einfallswege ergriffen, um eine Einschleppung und Ansiedlung zu verhindern“. 2004 veröffentlichte der Europarat eine Strategie zum Umgang mit invasiven Arten, die 2003 im Rahmen der Berner Konvention erarbeitet wurde (Genovesi und Shine 2004). Das Übereinkommen über den internationalen Handel mit gefährdeten Arten freilebender Tiere und Pflanzen (Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora, CITES) bildet weiterhin die Grundlage für die Vereinbarung von Einfuhrbeschränkungen, wenn eine Gefahr für heimische Arten besteht. 2016 veröffentlichte die Europäische Kommission die erste Liste invasiver gebietsfremder Arten, die das Ergebnis eines Übereinkommens über das Management und die Prävention von invasiven gebietsfremden Arten war (EC 2016).

Über diese Publikation

Die vorliegende Publikation enthält eine Zusammenstellung von Kapiteln, in denen einige der wichtigsten Aspekte zum Thema ‚Eingeführte Baumarten‘ im europäischen Kontext

dargestellt werden. Eine Publikation dazu ist längst überfällig, da die Diskussionen über eingeführte Arten in den meisten Fällen wenig objektiv und häufig emotionsgeladen geführt werden. Die hierin vorgestellten Erkenntnisse basieren auf fundierten wissenschaftlichen Studien und zuverlässigen Praxisbeispielen. Außerdem ist zu betonen, dass sich die Invasionsbiologie zügig weiterentwickelt und einige Prozesse bereits unumkehrbar sind, sodass unbedingt adaptive Managementansätze gefunden werden müssen, damit die Wälder die von der Gesellschaft geforderten Mehrfachfunktionen erfüllen.

Die vorliegende Publikation behandelt verschiedene Frage- und Problemstellungen, erhebt aber keinen Anspruch auf eine vollständige Behandlung des äußerst komplexen Themas der eingeführten und invasiven Baumarten auf dem europäischen Kontinent. Es soll jedoch auf verschiedene aktuelle Fragestellungen eingegangen werden und einen Überblick über die verfügbaren Erkenntnisse bereitgestellt werden, die an anderer Stelle angewendet oder angepasst werden können. Um die Übersichtlichkeit der Publikation zu gewährleisten, werden in den einzelnen Kapiteln nur die wichtigsten Aspekte der darin behandelten Themen angerissen. Darüber hinaus enthält die Publikation **Exkurse**. Hierbei handelt es sich um kurz gefasste Themeneinschübe, die sich auf spezifische Fragestellungen konzentrieren und zusätzliche Informationen zu den jeweiligen Themen enthalten.

Der Leser sollte beachten, dass die Autoren zum Teil unterschiedliche berufliche Hintergründe haben. Einige von ihnen sind in der Forstverwaltung aktiv in die Forstwirtschaft eingebunden, andere sind Forscher, wiederum andere arbeiten für Nichtregierungsorganisationen mit Schwerpunkt Naturwissenschaften. Das Wissensspektrum der verschiedenen Autoren reicht vom Naturschutz bis hin zur Forstwirtschaft, jedoch haben auch Autoren mit den Fachgebieten Sozialwissenschaften und Invasionsökologie an dieser Publikation mitgewirkt.

Zuletzt sei noch erwähnt, dass sich die vorliegende Publikation an Leser mit unterschiedlichem Hintergrundwissen richtet. Beim Verfassen der hierin enthaltenen Kapitel wurde besonderer Wert darauf gelegt, dass der Inhalt auch für den naturinteressierten Laien verständlich ist. Jedoch gewinnen auch Leser, die beruflich an diesem Thema interessiert sind, in den interessanten Kapiteln neue Einblicke und Erkenntnisse.

Literaturverzeichnis

Blackburn, T.M., Pyšek, P., Bacher, S., Carlton, J.T., Duncan, R.P., Jarošík, V., Wilson, J.R.U. und Richardson, D.M. 2011. *A proposed unified framework for biological invasions. Trends in Ecology and Evolution. 26(7): 333-339. doi:10.1016/j.tree.2011.03.023*

CBD, 2010. *Strategic Plan for Biodiversity 2011–2020 and the Aichi Targets "Living in Harmony with Nature". Secretariat of the Convention on Biodiversity, Montreal, Canada. 4 S.*

Chytrý, M., Pyšek, P., Tichý, L., Knollová I., und Danihelka, J. 2005. *Invasions by alien plants in the Czech Republic: a quantitative assessment across habitats. Preslia. 77: 339-354.*

Darwin, C. 1859. *On the origin of species by means of natural selection, or the preservation of favoured races in the struggle for life. John Murray, London.*

European Commission, 2016. *Commission Implementing Regulation (EU) 2016/1141 of 13 July 2016 adopting a list of invasive alien species of Union concern pursuant to Regulation (EU) No 1143/2014 of the European Parliament and of the Council. Official Journal of the European Union. L189/4: 4-8. http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:32016R1141*

Elton, C.S. 1958. *The ecology of invasions by animals and plants. Methuen, London.*

Essl, F., Dullinger, S., Rabitsch, W., Hulme, P.E., Hülber, K., Jarošík, V., Kleinbauer, I., Krausmann, F., Kühn, I., Nentwig, W., Vilà, M., Genovesi, P., Gherardi, F., Desprez-Lousteau, M.-L., Roques, A. und Pyšek, P. 2011. *Socioeconomic legacy yields an invasion debt. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America. 108: 203-207. doi:10.1073/pnas.1011728108*

Gassmann, A. und Weber, E. 2006. *Plants – Planta. In: Invasive alien species in Switzerland. An inventory of alien species and their threat to biodiversity and economy in Switzerland. Federal Office for the Environment. Switzerland. S. 128-141.*

Genovesi, P. und Shine, C. 2004. *European strategy on invasive alien species. Nature and Environment. No. 137. Council of Europe Publishing. Straßburg. 67 S.*

Hulme, P.E. 2009. *Trade, transport and trouble: managing invasive species pathways in an era of globalization. Journal of Applied Ecology. 46: 10-18. doi:10.1111/j.1365-2664.2008.01600.x*

Hulme, P. E., Pyšek P., Jarošík V., Pergl J., Schaffner, U. und Vilà, M. 2013. *Bias and error in current knowledge of plant invasions impacts. Trends in Ecology and Evolution. 28: 212-218. doi:10.1016/j.tree.2012.10.010*

Jeschke, J.M. Bacher, S., Blackburn, T.M., Dick, J.T.A., Essl, F., Evans, T., Gaertner, M., Hulme, P.E., Kühn, I., Mrugała, A., Pergl, J., Pyšek, P., Rabitsch, W., Ricciardi, A., Richardson, D.M., Sendek, A., Vilà, M., Winter, M. und Kumschick, S. 2014. *Defining the impact of non-native species. Conservation Biology. 28: 1188-1194. doi:10.1111/cobi.12299*

Křivánek, M., Pyšek, P. und Jarošík, V. 2006. *Planting history and propagule pressure as predictors of invasion by woody species in a temperate region. Conservation Biology. 20: 1487-1498. doi:10.1111/j.1523-1739.2006.00477.x*

Lambdon P. W., Pyšek P., Basnou C., Hejda M., Arianoutsou M., Essl F., Jarošík V., Pergl J., Winter M., Anastasiu P., Andriopoulos P., Bazos I., Brundu G., Celesti-Grapow L., Chassot P., Delipetrou P., Josefsson M., Kark S., Klotz S., Kokkoris Y., Kühn I., Marchante H., Perglová I., Pino J., Vila M., Zikos A., Roy D. und Hulme P. 2008. *Alien flora of Europe: species diversity, temporal trends, geographical patterns and research needs. Preslia. 80: 101-149.*

Lonsdale,W.M. 1999. *Global patterns of plant invasions and the concept of invasibility. Ecology. 80:1522-1536. doi:10.1890/0012-9658(1999)080[1522:GPOPIA]2.0.CO;2*

Preston, C.D., Pearman, D.A. und Hall, A.R. 2004. *Archaeophytes in Britain. Botanical Journal of the Linnean Society. 145: 257-294. doi:10.1111/j.1095-8339.2004.00284.x*

Pyšek, P., Richardson, D. M., Rejmánek, M., Webster, G. L., Williamson, M., und Kirschner, J. 2004. *Alien plants in checklists and floras: towards better communication between taxonomists and ecologists. Taxon. 53:131-143. doi:10.2307/4135498*

Pyšek, P., Lambdon, P.W., Arianoutsou, M., Kühn, I., Pino, J. und Winter, M. 2009. *Alien vascular plants of Europe. In: DAISIE (Hrsg.) Handbook of Alien Species in Europe. S. 43-61. Springer, Berlin. doi:10.1007/978-1-4020-8280-1_4*

Richardson, D.M., Pyšek, P., Rejmánek, M., Barbour, M.G., Panetta, D.F. und West, C.J. 2000. *Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. Diversity and Distributions. 6: 93-107. doi:10.1046/j.1472-4642.2000.00083.x*

Richardson, D.M. 2011. *Invasion science: the roads travelled and the roads ahead. In: Richardson D.M. (Hrsg.). Fifty years of invasion ecology: the legacy of Charles Elton, Blackwell Publishing, Oxford. S. 397-407. doi:10.1002/9781444329988.ch29*

Richardson, D. M., Pyšek, P. und Carlton, J.C. 2011. *A compendium of essential concepts and terminology in biological invasions. In: Richardson D.M. (Hrsg.). Fifty years of invasion ecology: the legacy of Charles Elton, Blackwell Publishing, Oxford. S. 409–420. doi:10.1002/9781444329988.ch30*

Valéry, L., Fritz, H., Lefeuvre, J.-C. und Simberloff, D. 2008. *In search of a real definition of the biological invasion phenomenon itself. Biological Invasions. 10: 1345-1351. doi:10.1007/s10530-007-9209-7*

Warming, E. 1895. *Plantesamfund – Grundtræk af den økologiske Plantegeografi. P.G. Philipsens Forlag. Kopenhagen, Dänemark. 335 S.*

Williamson, M. 1996. *Biological Invasions. Chapman and Hall, London. 244 S.*

Wilson, J.R.U., Dormontt, E.E., Prentis, P.J., Lowe, A.J. und Richardson, D.M. 2009. *Something in the way you move: dispersal pathways affect invasion success. Trends in Ecology and Evolution. 24: 136-144. doi:10.1016/j.tree.2008.10.007*

Abb. 4: Zwei Libanon Zedern im „Physic Garden“, von John Fuge (copyright Royal Borough of Kensington and Chelsea).

1 Die Geschichte eingeführter und invasiver Baumarten

Die Einführung von Baumarten hat eine lange Geschichte, und insbesondere in Europa liegen die Ursprünge erster Einführungen für unterschiedliche Zwecke lang zurück. Kapitel 1.1 schildert die Hintergründe natürlicher Veränderungen und Bewegungen von Arten in vormenschlichen Zeiten sowie Einflüsse in der frühen Menschheitsgeschichte. Kapitel 1.2 konzentriert sich auf die durch den Menschen beabsichtigte Einführung von Baumarten in ganz Europa.

1.1 Ausbreitungsdynamik und Invasionen europäischer Bäume während des Quartärs
H. John B. Birks und Willy Tinner

1.2 Überblick über die Geschichte eingeführter Baumarten in Europa
Bart Nyssen, Uwe Eduard Schmidt, Bart Muys, Pieter Bas van der Lei und Patrick Pyttel

1.1 Ausbreitungsdynamik und Invasionen europäischer Bäume während des Quartärs[1]

H. John B. Birks und Willy Tinner

Einleitung

Die Abundanz und Verteilung terrestrischer Organismen kann räumlich und zeitlich auf den verschiedensten Skalen variieren: von einem einzelnen, nur 25 x 25 cm großen Punkt bis hin zu ganzen Kontinenten und von Tagen bis hin zu Jahrtausenden. Bäume bilden hier keine Ausnahme, jedoch sind die zeitlichen und räumlichen Skalen – aufgrund der langen Lebensdauer und der beträchtlichen Größe der Bäume – natürlich anders als bei einem einjährigen Waldkraut.

Die europäischen Bäume haben sich in den letzten 5 Millionen Jahren infolge des globalen Klimawandels in ihrer Abundanz und geografischen Verteilung verändert (Birks und Tinner 2016). Ferner wurden durch die sich abwechselnden Glazial-Interglazial-Zyklen innerhalb des Quartärs (letzte 2,6 Millionen Jahre) ähnlich markante Veränderungen bei Baumabundanzen und -verteilungen hervorgerufen. Im gegenwärtigen Holozän (sowie dem Anthropozän) wurde die Dynamik der Bäume in den letzten 5000 bis 6000 Jahren durch menschliches Einwirken ebenfalls stark verändert. Die Dokumentation und das Verständnis dieser ausgeprägten Wechsel liefern uns ökologische „Lektionen aus der Vergangenheit“ über die Dynamik der Bäume (einschließlich Invasionen) und ihre Reaktionen auf ökologische Veränderungen in der Vergangenheit (Birks und Tinner 2016).

Bei der Untersuchung der historischen Wanderung von Bäumen stößt man auf das Problem, dass viele Bäume langlebig sind und größtenteils länger leben als Ökologen, Forstwirte oder Waldhistoriker. Da wir die Ausbreitungsdynamik auf den relevanten Skalen nicht direkt räumlich und zeitlich aufzeichnen können, müssen wir sie indirekt anhand paläobotanischer Aufzeichnungen rekonstruieren.

Exkurs 1: Rekonstruktion vergangener Dynamik und Invasionen von Bäumen

Die Paläobotanik umfasst die Untersuchung von Samen, Früchten, Blättern, Holz und Holzkohle („Makrofossilien“) (Birks 2013) sowie mikroskopischen Pollenkörnern, Sporen, Zellen (z. B. Stomata) und verkohlten Partikeln („Mikrofossilien“), die sich in Seen, Mooren, Auen oder sonstigen Sedimenten oder Eis, worin organisches Material erhalten bleibt, abgelagert haben (Birks und Birks 1980). Prähistorische DNA, Phylogeographie und retrospektive dynamische Vegetationsmodellierung (Henne et al. 2015) sind neu aufkommende und sich rasch weiterentwickelnde Ansätze, die unsere Untersuchungen historischer Dynamik von Baumarten stark verbessern könnten.

1 Teile dieser Abhandlung wurden aus Birks und Tinner (2016) in dem kürzlich erschienenen *European Atlas of Forest Tree Species* abgebildet.

Abb. 5: Lennart von Post (1884–1951), schwedischer Quartärgeologe und Hauptterfinder der Pollenanalyse im frühen 20. Jahrhundert, hat die Aussagekraft der Pollenanalyse als Werkzeug für die Rekonstruktion der Wald- und Klimahistorie nachgewiesen.

Methodische Überlegungen

Die Pollenanalyse wurde vor etwa 100 Jahren im Jahr 1916 von dem schwedischen Geologen Lennart von Post als Werkzeug für die Rekonstruktion historischer Wälder und der sich verändernden Baumabundanzen in Raum und Zeit entwickelt (Abb. 5). Sie ist nach wie vor die wichtigste Methode für die Untersuchung der Baum- und Vegetationsdynamik auf dekadischen bis hundertjährigen Skalen im Quartär, insbesondere in den letzten 15 000 Jahren des Spätquartärs. Von Post hatte die brillante Idee, fossile Pollenansammlungen in einer einzigen Torfprobe als prozentuale Summe der gezählten Pollenkörner auszudrücken und diesen Prozentsatz in stratigraphischen Pollendiagrammen darzustellen, wobei die Pollenprozentwerte gegen ihre stratigraphische Position (Tiefe oder Alter) in der sedimentären Sequenz aufgetragen werden (Abb. 6). Er wies nach, dass Pollendiagramme aus einem kleinen Gebiet starke Ähnlichkeiten zeigten, es aber auffällige Unterschiede zwischen Pollendiagrammen aus verschiedenen Gebieten gab. Somit konnte er die Untersuchung der Ausbreitungsdynamik von Bäumen und der Vegetations- und Waldgeschichte um die Zeit als vierte Dimension ergänzen.

Abb. 6: Zusammenfassendes Pollendiagramm des Lago di Origlio, eines kleinen Sees im Tessin in der südlichen Schweiz, für die letzten 19 000–18 000 Jahre (nur ausgewählte Taxa sind dargestellt). Die Vegetationsgeschichte dieses Standorts ist repräsentativ für Norditalien (einschließlich des nördlichen Apennins), mit Ausnahme der Niederungen der Poebene. Die waagerechten Linien entsprechen der Aufteilung der Pollenstratigraphie in den wichtigsten Diagrammabschnitten, welche die verschiedenen Vegetationstypen widerspiegeln. Die Phasen des Glazial-Interglazial-Zyklus (siehe Exkurs 3) und die *Homo-sapiens*-Phase sind ebenfalls angegeben. Auf den senkrechten Achsen sind die Sedimenttiefe (0 cm = Wasser-Sediment-Schnittstelle) und das Alter in kalibrierten Jahren BP (cal. BP) aufgetragen. Die Chronologie basiert auf 25 Radiokarbon-Datierungen, die mit dem Programm calib 7.1 kalibriert wurden. Die Taxa sind nach ihrer zeitlichen Ausbreitung geordnet. Das lokale Vorkommen von Koniferen kann aus den Spaltöffnungen (Stomata), einem Stellvertreter für Makrofossilien, gefolgert werden (z. B. für *Juniperus* bei ca. 17 800 cal. BP, *Pinus* bei ca. 16 000 cal. BP). Aus den Makrofossilien- und Pollennachweisen (siehe Abb. 7) lässt sich die Erstetablierung der Populationen ableiten, z. B. für *Tilia* und *Castanea sativa* an der „empirischen Pollengrenze" (siehe Pfeile im Diagramm). Alle Pollen- und Sporenarten werden als prozentuale Gesamtzahl der gezählten terrestrischen Pollen ausgedrückt (in der Regel >600 pro Probe, Sporen und aquatische Pollen ausgenommen). Der mikroskopische Holzkohle-Influx steht stellvertretend für die Feueraktivität, vor allem für die regionale Brandhäufigkeit.

Die Ergebnisse einer Pollenanalyse eines Standortes werden häufig als Pollendiagramm dargestellt, in dem aufgezeigt wird, wie die relativen Prozentsätze der verschiedenen Pollentypen sich mit der Tiefe und somit dem Alter der sedimentären Abfolge verändern (Abb. 6). Neben der Berechnung der relativen Prozentsätze, die allerdings der Einschränkung unterliegt, dass bei einer Zunahme der Pollenart A die anderen Arten infolge der „Geschlossenheit" der Daten abnehmen, lassen sich nun bei dazu beprobten Stellen die Pollenakkumulationsraten (PAR) oder der Influx (Körner cm–2 Jahr–1), d. h. die sogenannte absolute jährliche Pollenhäufigkeit (Influx, PAR), berechnen. Bei den PAR kommt das Problem der „Geschlossenheit" der Daten nicht zum Tragen, und sie können in vielen Fällen als langfristige Aufzeichnung vergangener Baumpopulationen innerhalb des Pollenquellgebiets der beprobten Stelle (in der Regel in einem Radius von 5–10 km) angesehen werden.

PAR sind dahingehend beschränkt, dass die Schätzung sehr genaue Chronologien erfordert, wie beispielsweise diejenigen, die durch jahreszeitlich geschichtete (gewarvte) Sedimente (sehr selten zu finden) möglich sind, und dass sie durch verschiedene, während der Sedimentation auftretende Prozesse beeinflussbar sind, wie beispielsweise Resuspension und Fokussierung (die jeweils nicht selten vorkommen), was zu „Rauschen" im PAR-Signal führen kann (Birks und Birks 1980).

Exkurs 2: Grundprinzipien der Pollenanalyse

Die Pollenanalyse unterliegt zehn Grundprinzipien (Birks und Birks 1980, Lang 1994, Birks und Tinner 2016).

1. Pollenkörner und Sporen werden von Pflanzen in großen Mengen produziert.

2. Nur ein sehr kleiner Anteil dieser Pollenkörner und Sporen erfüllt die natürliche Fortpflanzungsfunktion, d. h. die Übertragung der männlichen Geschlechtszelle auf den weiblichen Fruchtknoten: Die überwiegende Mehrheit fällt auf den Boden.

3. Pollen und Sporen zersetzen sich mehr oder weniger schnell. Nur wenn die biologischen Zersetzungsprozesse durch Sauerstoffmangel verhindert werden, wie z. B. in Mooren, Seen, auf dem Meeresboden oder im Eis, bleibt der Pollen erhalten.

4. Vor dem Erreichen des Bodens wird der Pollen durch atmosphärische Turbulenzen gemischt, was in einem Gebiet mit relativ einheitlicher Vegetation und Landform zu einem mehr oder weniger gleichförmigen Pollenregen führt.

5. Der Anteil der einzelnen Pollenarten ist von der Anzahl der Mutterpflanzen und ihrer Pollenproduktivität und -verteilung abhängig. Daher ist der Pollenregen eine komplexe Funktion der Zusammensetzung der Vegetation. Eine Probe des Pollenregens entspricht somit einer indirekten Aufzeichnung der regionalen Vegetation an diesem Punkt in Raum und Zeit. Auf verschiedenen taxonomischen Ebenen (z. B. Art, Gattung, Familie) lassen sich unterschiedliche Pollenkörner und Sporen identifizieren.

6. In bepflanzten Gebieten ist der Pollen in See- und Sumpfsedimenten allgegenwärtig. Sehr hohe Konzentrationen (in der Regel ungefähr 100 000 cm^{-3}) in Seesedimenten ermöglichen effiziente Analysen und statistisch zuverlässige Ergebnisse (standardmäßige Pollenzählungen umfassen in der Regel ca. 500–1000 Körner pro Probe).

7. Wird eine Probe des Pollenregens aus einer Torf- oder Seeschlammprobe bekannten Alters (datiert anhand jährlicher Schichten oder durch radiometrische Datierung) untersucht, ist die Pollenansammlung eine indirekte Aufzeichnung der regionalen und lokalen Vegetation in der Umgebung der beprobten Stelle zu diesem Zeitpunkt in der Vergangenheit.

8. Wenn Pollenspektren aus mehreren Tiefen innerhalb einer sedimentären Sequenz gewonnen werden, liefert dies eine zugegebenermaßen indirekte Aufzeichnung der regionalen und lokalen Vegetation und ihrer Entwicklung in der Nähe der beprobten Stelle zu verschiedenen Zeitpunkten während des Zeitintervalls, dem die sedimentäre Aufzeichnung entspricht (Abb. 6).

9. Wenn zwei oder mehrere Serien von Pollenspektren an verschiedenen Stellen entnommen werden, lassen sich Veränderungen in den vergangenen Pollenspektren in ihrer geografischen Verteilung und somit der regionalen und lokalen Vegetation in Zeit und Raum untersuchen (Abb. 7).

Nachdem eine Vielzahl an Pollensequenzen untersucht und datiert wurde (z. B. durch Radiokarbon-Datierung), können die Pollendaten einem bestimmten Zeitintervall (z. B. vor 5000 Jahren) zugeordnet werden, um eine sogenannte „Isopollen"-Karte für bestimmte Pollentypen zu erstellen, wobei die verschiedenen Umrisslinien die verschiedenen Pollenwerte darstellen (z. B. 2,5 %, 5 %) (Abb. 7) (Huntley und Birks 1983). Als ein Aspekt vergangener Baumwanderungen zeigen solche Karten eine Momentaufnahme der räumlichen Abweichung in den Pollenwerten zu einem bestimmten Zeitpunkt. Konzentriert man sich auf die Richtungen und Raten der räumlichen Verbreitung können auch sogenannte „Isochronen"-Karten konstruiert werden, wobei die Umrisslinien das durch Radiokarbon-Datierung ermittelte Alter darstellen (z. B. vor 5000, 6000 Jahren). Wenn der Wert eines bestimmten Pollentyps eine bestimmte Schwelle überschreitet, kann dieser Punkt als erste **Ausbreitung** an verschiedenen Stellen ausgelegt werden (Abb. 8 und 9) (Birks 1989). Das erstmalige **Auftreten** eines Taxons (z.B. zur Bestimmung der Einwanderung von Bäumen) lässt sich nicht so ohne weiteres bestimmen, da das Nichtvorkommen von Pollen nicht gleichbedeutend mit dem tatsächlichen Fehlen des Taxons in der Landschaft ist. Diese Interpretationsschwierigkeit wird als das Problem der „falschen Abwesenheit" bezeichnet (Birks 2014). Durch Untersuchungen von Pflanzenmakrofossilien wie beispielsweise Knospenschuppen oder Koniferennadeln in Verbindung mit Pollen (Abb. 9) kann genau bestimmt werden, ob ein Taxon in der Nähe des Untersuchungsstandorts lokal aufgetreten ist (Lang 1994).

Pollenstratigraphische Daten können, wenn sie als PAR ausgedrückt werden, als Paläo-Populationsaufzeichnungen betrachtet werden. Spezifische Populationswachstumsmodelle können für die Zeitintervalle (im Allgemeinen 250–1000 Jahre) zwischen dem angenommenen Auftretens der Bäume und der nachfolgenden Ausbreitung der Populationen an die asymptotischen Pollen- (und angenommenen Baumpopulations-) Werte angepasst werden (Watts 1973). Bennett (1983, 1986) entwickelte diesen Ansatz in Europa und passte die logistischen Populationsmodelle an verschiedene britische pollenstratigraphische Daten an (Bennett 1983). Anhand der immanenten Populationswachstumsrate pro Zeiteinheit *r*, die aus der Steigung einer Regression von $\log_e$ PAR gegen das Alter geschätzt wird, können für jedes Taxon die Verdopplungszeiten abgeleitet werden (Tab. 2). Diese pollenbasierten Verdopplungszeiten lassen sich gut mit veröffentlichten Verdopplungszeiten vergleichen, die anhand des Populationswachstums aus gegenwärtigen Wäldern (Bennett 1986) geschätzt wurden, wobei die Verdopplungszeiten ein Spektrum von 8–350 Jahren erreichen. Diese paläobasierten, modernen Schätzungen von Verdoppelungszeiten wurden durch retrospektive dynamische Vegetationsmodellierung bestätigt (z. B. Lotter und Kienast 1992, Heiri et al. 2006, Wick und Möhl 2006, Henne et al. 2011, Schwörer et al. 2015) und deuten darauf hin, dass sich Baumpopulationen im Allgemeinen auf Zeitskalen von Jahrzehnten bis hin zu Jahrtausenden, zumeist aber Jahrhunderten, verdoppeln (Bennett 1986, MacDonald 1993).

Abb. 7: Isopollen-Karten für die Eichenpollenanteile (*Quercus*) innerhalb Europas für 12 000, 10 000, 8000, 6000, 4000 und 2000 Radiokarbon-Jahre BP. Auf solchen Karten werden die räumliche Dynamik der Populationsgeschichte der Eiche (*Quercus*) in den letzten 12 000 Jahren und die sich verändernden Abundanzmuster in Raum und Zeit zusammengefasst. Verändert nach Huntley und Birks (1983). Nach Birks und Tinner (2016).

Die qualitative Interpretation der pollenstratigraphischen Daten, z. B. als vergangene Vegetation, Flora und Landschaftsstruktur, ist verhältnismäßig einfach (Birks und Birks 1980). Eine eher numerische Interpretation solcher Daten im Hinblick auf quantitative Schätzungen vergangener Populationsgrößen und Taxonabundanzen gestaltet sich aufgrund der unterschiedlichen Produktion und Verteilung und somit der unterschiedlichen Vertretung der verschiedenen Pollentypen erheblich schwieriger. Ansätze für eine quantitative Rekonstruktion der Pflanzenabundanzen (Populationsgrößen) und vergangener Umgebungsbedingungen (z. B. regionales Klima) werden gegenwärtig in Europa und anderen Ländern erforscht (z. B. Sugita 2007, Gaillard et al. 2008, Hellman et al. 2008, Birks et al. 2010, Theuerkauf et al. 2012, Salonen et al. 2013).

Abb. 8: Isochronen-Karte für die sommergrüne Eiche (*Quercus*) in Großbritannien und Irland. Sie zeigt die zunehmende Verbreitungsrate und/oder Populationsausbreitung ausgehend vom Südwesten bei 9500 Radiokarbon-Jahren BP durch England und Süd- und Mittelirland bis 8500 BP und die abnehmende Verbreitungs- und/oder Ausbreitungsraten in Schottland von 8000 bis 6000 BP. Auf solchen Karten werden Änderungsraten, Verbreitungsmuster, räumliche Dynamik und Vorkommen der Eiche (*Quercus*) zusammengefasst. Verändert nach Birks (1986). Birks und Tinner (2016).

Abb. 9: Biostratigraphische Muster in Pollen- und Makrofossilienzeitreihen und abgeleitete ökologische Prozesse. Phasen, Prozesse und schematische Pollensequenz nach Watts (1973) und Birks (1986); Kurven von *Fagus sylvatica* und *Abies alba* nach Schneider und Tobolski (1985). BP = nicht kalibriertes Radiokarbon-Alter Before Present. Verändert nach Lang (1994).

Tab. 2. Wachstumsraten der Baumpopulationen, geschätzt aus pollenstratigraphischen Daten und ausgedrückt als Verdopplungszeiten basierend auf verschiedenen Standorten in Südostengland (aus Bennett 1986).

Taxon	Verdopplungszeit in Radiokarbon-Jahren
Betula (Birke)	60
Pinus sylvestris (Waldkiefer)	75
Corylus avellana (Haselnuss)	45
Ulmus (Ulme)	30–70
Quercus (Eiche)	80–140
Tilia cordata (Winterlinde)	100
Alnus glutinosa (Schwarzerle)	175–270

Wie sahen die europäischen Wälder vor dem Quartär aus, bevor vor ungefähr 2,6 Millionen Jahren die mehrfachen, oftmals mit Eisdecken einhergehenden Glazialstadien und den dazwischen liegenden gemäßigten Interglazialstadien begannen?

Paläogene und neogene Wälder

Aufgrund des Fehlens fossilführender sedimentärer Sequenzen in den meisten Teilen Europas ist das Wissen über die Flora und die Waldvegetation des Paläogens (vor 66–23 Millionen Jahren) und Neogens (vor 23–2,6 Millionen Jahren) sehr fragmentiert (Mai 1995). In den subtropischen Epochen Paläozän, Eozän, Oligozän und Miozän (vor 66–5,3 Millionen Jahren), wuchsen im Nordwesten Europas temperierte Arten anfänglich zusammen mit Pflanzen, die heute in den tropischen Tiefebenen der indo-malayischen Region vorkommen (Willis und McElwain 2014). Danach, umfasste die europäische Baumflora im Pliozän (vor 5,3–2,6 Millionen Jahren) Gattungen, die für die neuzeitlichen europäischen Wälder charakteristisch sind (z. B. (z. B. *Quercus* (Eiche), *Carpinus* (Hainbuche), *Fagus* (Buche), *Pinus* (Kiefer), *Picea* (Fichte), *Abies* (Tanne)), sowie Gattungen, die heute in Ostasien und/oder im Osten Nordamerikas wachsen (z. B. *Pterocarya* (Flügelnuss), *Liriodendron* (Tulpenbaum), *Tsuga* (Hemlocktanne), *Liquidambar* (Amberbaum), *Nyssa* (Tupelobaum), *Sequoia* (Küstenmammutbaum), *Taxodium* (Sumpfzypresse), *Magnolia* (Magnolie), *Carya* (Hickory), *Clethra* (Zimterle), *Aesculus* (Rosskastanie)) (van der Hammen et al. 1971, Willis und McElwain 2014). Diese Bäume gehören zur sogenannten arktotertiären Geoflora, die im Neogen in Nordamerika, Europa und Asien weit verbreitet war.

Waldveränderungen und Aussterben von Bäumen im späten Pliozän und Quartär

Das Quartär (die letzten 2,6 Millionen Jahre) ist gekennzeichnet von deutlich spürbaren, weitreichenden klimatischen und ökologischen Veränderungen (Birks und Willis 2008, Birks und Tinner 2016).

Im Paläozän, Eozän und Miozän waren die Temperaturen höher als heute (Zachos et al. 2001), gingen aber im Pliozän und Pleistozän merklich auf die heutigen oder noch niedrigere Werte zurück. Vor ungefähr 2,75 Millionen Jahren begannen sich auf der nördlichen Halbkugel riesige terrestrische Eisschilder zu bilden, die in mehreren (mindestens 50) Glazial-Interglazial-Zyklen oder Eiszeit-Zwischeneiszeit-Zyklen resultierten. Ausgelöst wurde dies durch säkulare Schwankungen der Sonneneinstrahlung infolge der periodischen Veränderungen der Umlaufbahn der Erde um die Sonne. Glaziale Bedingungen prägen 80 % des Quartärs (Pleistozän vor 2 600 000–11 700 Jahren, Holozän und Anthropozän, die vergangenen 11 700 Jahre), während die verbleibenden 20 % aus kürzeren Interglazialen bestehen, die Bedingungen aufwiesen, die den heutigen ähneln bzw. geringfügig wärmer waren (Birks und Willis 2008). Während der Glaziale (Eiszeiten) waren die Umweltbedingungen völlig anders als im gegenwärtigen Interglazial (Holozän sowie neueres Anthropozän), in dem wir leben. Die Region nördlich von 40°N war überwiegend mit großen terrestrischen Eisschildern bedeckt und stand unter weit verbreitetem Permafrost bei Temperaturen, die wahrscheinlich 10–25 °C niedriger waren als heute. Gebiete auf niedrigen Breitengraden waren geprägt von großer Trockenheit und von Temperaturen, die 2–5 °C unter den heutigen Temperaturen lagen. Die globalen atmosphärischen CO_2-Konzentrationen lagen während der Glaziale bei nur 180 ppm und stiegen in den Interglazialen auf das vorindustrielle Niveau von 280 ppm an. Diese starken Schwankungen der Umweltbedingungen gingen mit dem Verschwinden der arktotertiären Geoflora aus Europa während des späten Pliozäns und des Quartärs einher.

Die heutige Beschränkung dieser Taxa auf zwei sich beinahe gegenüberliegende Gebiete der Erde (Ostasien und östliches Nordamerika) wird durch die von Asa Gray vorgestellte Hypothese erklärt (1810–88). Kältephasen im späten Pliozän und die darauffolgenden kontinentalen Vergletscherungen im Quartär verhinderten in Verbindung mit den in westöstlicher Richtung verlaufenden Gebirgen (z. B. Pyrenäen, Alpen, Karpaten, Kaukasus) und dem Mittelmeer, dass sich die arktotertiäre Geoflora größtenteils nach Süden zurückziehen konnte, was ihr progressives Aussterben in Europa zur Folge hatte. Im Gegensatz dazu verlaufen die Gebirge und Täler in Südostasien (z. B. Yunnan) und Nordamerika (z. B. Appalachen, Rocky Mountains) von Nordwesten nach Südosten, von Nordosten nach Südwesten und von Norden nach Süden und erreichen niedrige Breitengrade ohne Meereshindernisse. Somit konnten sich gemäßigte und warmgemäßigte Zonen liebende Bäume in Kaltzeiten entlang der nicht vergletscherten Gebiete oder Talkorridore nach Süden und während gemäßigter Intervalle nach Norden verbreiten. Infolge der westöstlichen Barrieren und der zahlreichen relativ kalten Stadien im späten Pliozän und Quartär starben in Europa viele Bäume aus, deren enge Verwandte heute nur noch in den warmgemäßigten subtropischen immergrünen Wäldern im südöstlichen China oder im östlichen Nordamerika heimisch sind (Combourieu-Nebout et al. 2015). Diese wurden in Europa überwiegend durch Bäume des gemäßigten „mesophytischen Mischwalds“ ersetzt. Viele Taxa waren bereits am Anfang des Quartärs verschwunden (z. B. *Liquidambar*, *Meliosma*, *Pseudolarix*, *Stewartia*), während andere länger überlebten (z. B. *Liriodendron, Magnolia*, *Taxodium*, *Sequoia*, *Phellodendron*, *Tsuga*, *Carya*), um schließlich im frühen oder mittleren Quartär ganz aus Europa zu verschwinden (Willis und McElwain 2014, Combourieu-Nebout et al. 2015, Birks und Tinner 2016).

Aus einer ausführlichen Analyse von Svenning (2003) geht hervor, dass dieses Baumsterben im späten Pliozän und im Quartär größtenteils ökologische Ursachen hatte. Die Taxa, die in Europa weiterhin verbreitet sind, können eine kalte Vegetationsperiode und niedrige Wintertemperaturen besser tolerieren als die Taxa, die in Europa ausstarben oder nur noch reliktartig verbreitet sind. Diese reliktartigen Taxa scheinen trockenheitstoleranter zu sein als die Taxa, die im späten Pliozän bzw. im frühen bis mittleren Quartär in Europa von der Bildfläche verschwunden sind. Interessanterweise verbreiten sich heute einige dieser in Europa ausgestorbenen oder reliktartigen Taxa nach erneuter Einführung in Teilen Europas wieder (z. B. *Morus*, *Tsuga*, *Cedrus*, *Aesculus*, *Rhododendron ponticum*), sodass „leere Nischen“, die im Quartär geschaffen wurden, vielleicht wieder besetzt werden.

Angesichts der extremen Bedingungen in den Glazialen stellt sich die offensichtliche Frage (Birks und Willis 2008, Birks und Tinner 2016), wie die europäischen Waldbäume diese wiederholten langen Eiszeitbedingungen überlebten und wo sie während der Eiszeiten wuchsen.

Nach gegenwärtigen Erkenntnissen (Birks und Tinner 2016) überlebten viele europäische Bäume das letzte glaziale Maximum (LGM) in relativ schmalen, höher gelegenen Refugien (ca. 500–800 m) in den Bergen Südeuropas (einschließlich Kaukasus) und möglicherweise in Teilen Westasiens (van der Hammen et al. 1971, Bennett et al. 1991). Diese sogenannten Makrorefugien lagen zwischen wüstenhafter, steppenähnlicher Flachlandvegetation – zu trocken für das Baumwachstum – und höher gelegener, tundraähnlicher Vegetation oder ständigem Schnee oder Eis – zu kalt für das Baumwachstum (Birks 2015). Solche Refugien in mittleren Höhen sind heute in den Anden, den amerikanischen Rocky Mountains, der kalifornischen Sierra Nevada, im Pamir, in Teilen der Sino-Himalaya-Region und im Tien Shan Kasachstans anzutreffen (Birks und Willis 2008). Bäume dürften

in Europa während des LGM auch vereinzelt an lokal feuchten Standorten (Feuchtgebiete, Schluchten), sogenannten kryptischen Refugien oder Mikrorefugien, aufgetreten sein, wie dies heute auf dem Tibet-Plateau in Sichuan und Qinghai, in den Zagros-Bergen des Iran, in Teilen der südöstlichen Türkei, Tadschikistan, Usbekistan und Kasachstan der Fall ist (Birks und Willis 2008). Makrofossilien und makroskopische Reste von Holzkohle in Mittel-, Ost- und Nordosteuropa untermauern zunehmend die Erkenntnis, dass während des LGM Nadelbäume wie z. B. *Pinus*, *Picea* und *Larix (*Lärche) zusammen mit *Betula* (Birke), *Salix* (Weide) und möglicherweise *Alnus* (Erle), *Populus* (Pappel) und *Ulmus* (Ulme) weit im Norden am nordöstlichen Rand des Fennoskandischen Eisschilds in Russland sogar bis 60°N lokal in solchen Mikrorefugien wuchsen (Birks und Willis 2008, Birks 2015, vgl. auch Tzedakis et al. 2013 für gegensätzliche Ansicht). Jüngste Zeugnisse makroskopischer Holzkohle von *Quercus*, *Fagus* und *Pinus* aus dem letzten Glazial im Harz (51°N) (Robin et al. 2016) deuten darauf hin, dass Mikrorefugien häufiger vorgekommen sein dürften als ursprünglich gedacht, bzw. dass die Verbreitung und Ausbreitung der Bäume aus den Refugien in Südeuropa schneller vonstattenging als ursprünglich angenommen. Hinsichtlich der Verteilung der Bäume in Europa während des LGM gibt es also noch viel zu entdecken (Birks 2015).

Der Glazial-Interglazial-Zyklus

Gibt es Ähnlichkeiten bei der Vegetationsentwicklung in den verschiedenen Interglazialen?

Pollenanalysen und Untersuchungen von Makrofossilien belegen, dass es in Nordwest- und Mitteleuropa (Lang 1994) bemerkenswerte Ähnlichkeiten bei der Vegetationsentwicklung ab dem Ende des Glazialstadiums durch das darauffolgende Interglazial (Zeitraum von ca. 10 000–15 000 Jahren) bis ins nächste Glazialstadium gegeben hat. Obwohl die Arten und ihre relativen Abundanzen von Interglazial zu Interglazial variieren, sind dermaßen große ökologische Ähnlichkeiten zwischen den Interglazialen festzustellen, dass der dänische Pollenanalytiker Johannes Iversen (1904–1971) 1958 (Iversen 1958) zu der Erkenntnis gelangte, dass sich ein Interglazialzyklus aus vier oder fünf ökologischen Phasen zusammensetzt (Exkurs 3) (Birks 1986, Birks und Birks 2004, Birks und Tinner 2016).

Die kryokratische Phase entspricht dem kalten und trockenen, oftmals eisigen Stadium mit spärlichen Ansammlungen von Pionier-, Steppen- und Ruderalkräutern sowie arktisch-alpinen Kräutern, die auf Mineralrohböden wachsen, häufig gestört durch Bodenfrost. Bäume sind dort nicht anzutreffen, außer in geschützten Lagen, den Refugien (siehe oben). Am Anfang eines Interglazials (Birks und Tinner 2016) steigen Temperatur und Feuchtigkeit an und die protokratische Phase beginnt (Exkurs 3). Bodenanspruchsvolle, schattenintolerante Kräuter, Sträucher und Bäume (z. B. *Betula*, *Salix*, *Populus*, *Pinus*, *Juniperus*, *Sorbus aucuparia*) verbreiten sich in vormals vergletscherten Gebieten und bilden ein Mosaik aus Wiesen, Strauchwerk und offenem Wald, das auf reichhaltigen, fruchtbaren Böden – reich an Stickstoff und Phosphor und mit niedrigem Humusgehalt – wächst. Die mesokratische Phase (Exkurs 3) ist durch die Entwicklung temperierter Laubwälder, bestehend aus *Quercus*, *Ulmus*, *Tilia*, *Corylus*, *Fraxinus*) und *Alnus,* auf fruchtbaren Braunerdeböden gekennzeichnet. Schattenintolerante Kräuter und Sträucher sind infolge des Konkurrenzkampfs und Habitatsverlusts, außer in den durch Brand, Windwurf und

vielleicht Beweidung der Megafauna verursachten Lichtungen, selten (Mitchell 2005). Die nächste Phase, die oligokratische Phase, umfasst offene nadelbaumbeherrschte Wälder (*Pinus, Picea, Abies*), Heidekrautgewächse und Moorvegetation, die auf unfruchtbaren (*phosphorarmen*, Birks und Birks 2004), humusreichen Podsol- und Torfböden wachsen. In der letzten telokratischen Phase und insbesondere am Anfang der nächsten glazialen, kryokratischen Phase (Exkurs 3) tritt eine Klimaverschlechterung (Temperaturrückgang, verringerte Feuchtigkeit usw.) ein: Die Wälder verschwinden, Frost und Kryoturbation vernichten die ausgelaugten, unfruchtbaren sauren Böden und Kräuter breiten sich auf den nun freigelegten Mineralböden aus. Diese ökologischen Phasen innerhalb eines Interglazials treten an verschiedenen Stellen nicht synchron auf, da der Beginn einer Phase wie beispielsweise der oligokratischen Phase von lokalen Standortmerkmalen wie Muttergestein, Topographie, Klima und in Bezug auf das Holozän auch von der Landnutzung (Birks und Tinner 2016) abhängen kann.

Die charakteristischen Bäume der wichtigsten Interglazialphasen unterschieden sich in ihrer Reproduktions- und Populationsbiologie sowie in ihren ökologischen und konkurrenzbezogenen Toleranzen (Iversen 1960, 1973, Birks 1986, Birks und Tinner 2016). Protokratische Bäume weisen hohe Reproduktionsraten, geringe konkurrenzbezogene Toleranzen und hohe Populationswachstumsraten auf und können Pionier- und Ausbeutungseigenschaften besitzen (Birks 1986). Mesokratische Bäume haben niedrige Reproduktionsraten, hohe konkurrenzbezogene Toleranzen, mittlere bis geringe Populationswachstumsraten, arbuskuläre phosphorentziehende Mykorrhiza (Kuneš et al. 2011) und besitzen Spätsukzessions-, Konkurrenzfähigkeits- und Sättigungseigenschaften (Birks 1986). Oligokratische und telokratische Bäume haben mittlere Reproduktionsraten, hohe konkurrenzbezogene Toleranzen, mittlere bis geringe Populationswachstumsraten, Ektomykorrhiza mit phosphorabbauender Strategie (Kuneš et al. 2011) und besitzen die Kältestresstoleranz- und Widrigkeitseigenschaften (Birks 1986).

Innerhalb dieser drei großen Gruppen von protokratischen, mesokratischen, oligokratischen und telokratischen Pflanzen variiert die tatsächliche Zusammensetzung der Flora und Wälder in Nordwest- und Mitteleuropa von Interglazial zu Interglazial (Birks 1986). Faktoren die Überleben, Verteilung, Etablierung und Ausbreitung bestimmen – wie beispielsweise die Lage der Refugien in der kryokratischen Phase, Verbreitungsraten, Entfernungen, über die eine Verbreitung stattfand, Konkurrenz, Raub, genotypische Abweichung und Zufall – haben entscheidend zu den beobachteten Unterschieden der interglazialen Waldmuster beigetragen (Birks 1986, Birks und Tinner 2016).

Exkurs 3: Phasen in einem Glazial-Interglazial-Zyklus in Nordwesteuropa (verändert nach Birks und Tinner 2016)

Kryokratisch	Glazialstadium Spärliche Ansammlungen von Pionier-, Steppen- und Ruderalkräutern sowie arktisch-alpinen Kräutern Skelettartige Mineralböden
Protokratisch	Frühes Interglazialstadium Reiche Ansammlungen von Kräutern, Sträuchern und Bäumen (Birke, Kiefer, Weide) Reichhaltige fruchtbare Böden

Mesokratisch	Mittleres Interglazialstadium Temperierte Laubwälder Fruchtbare Braunerdeböden
Oligokratisch	Spätes Interglazialstadium Offene Nadelbaumwälder (Fichte, Kiefer), Heiden, Moore Unfruchtbare humusreiche Podsol- und Torfböden
Telokratisch	Finales Interglazialstadium Wie oligokratisch, jedoch mit Klimaverschlechterung
Homo sapiens (nur in Holozän und Anthropozän)	Mittleres bis spätes Holozän (vor 6000 Jahren bis Gegenwart) Rodung, Landwirtschaft Verschiedene Bodenarten, oftmals gedüngt

Ähnliche Zyklen traten in Südeuropa auf, wenn auch mit deutlichen Unterschieden im Vergleich zu Mittel- und Nordwesteuropa (van der Hammen et al. 1971, Combourieu-Nebout et al. 2015, Birks und Tinner 2016). Aufgrund der wärmeren Bedingungen hielten die europäischen Baumarten, obwohl stark reduziert, den steppenartigen Umweltbedingungen der Glazialstadien stand (Birks und Willis 2008, Birks 2015). Dieses Überleben der Baumarten entspricht der kryokratischen Phase in Mittel- und Nordeuropa. Am Anfang eines Interglazials – dieser Zeitraum entspricht der protokratischen Phase in Mittel- und Nordwesteuropa – bilden gemäßigte Taxa (z. B. temperierte *Quercus*, *Ulmus*, *Ostrya* (Hopfenbuche), *Carpinus*) offene Wälder zusammen mit immergrünen subtropischen Laubbäumen (z. B. *Quercus ilex* (Steineiche), *Olea europaea* (Olivenbaum) und mediterranen Sträuchern (z. B. *Pistacia* (Pistazie)), während die boreale und Steppenvegetation zurückgeht (z. B. *Betula*, *Juniperus*, *Artemisia* (Beifuß), *Chenopodiaceae* (Gänsefußgewächse) (Tzedakis 2007, Tinner et al. 2009, Combourieu-Nebout et al. 2015). In der darauffolgenden Phase während des mittleren Interglazials, die der mesokratischen Phase in Mittel- und Nordwesteuropa entspricht, breiten sich warmgemäßigte und mediterrane Nadelbäume (z. B. *Abies*, *Pinus*) in den sommer- und immergrünen Laubwäldern aus und die baumartige Bedeckung nimmt zu, was wahrscheinlich auf die steigende Feuchteverfügbarkeit zurückzuführen ist. Gegen Ende eines Interglazials, also einem Zeitraum, welcher der oligokratischen Phase in Mittel- und Nordwesteuropa entspricht, ersetzen feuchtigkeitsliebende (mesophile) Taxa wie beispielsweise *Fagus*, *Alnus* und *Abies* allmählich die mediterranen immergrünen Laubbäume, während die sommergrünen Laubbäume wichtig bleiben (Tzedakis 2007, Allen und Huntley 2009, Combourieu-Nebout et al. 2015). Während der Klimaverschlechterung am Übergang vom Interglazialstadium zum nächsten Glazialstadium (Temperaturrückgang, verringerte Feuchtigkeit), die der telokratischen Phase entspricht, geht die Waldbedeckung schließlich zurück, und es breiten sich steppenartige Umweltbedingungen aus (Birks und Tinner 2016).

Betrachtet man die einzelnen vollständigen Interglazialzyklen von 10 000–15 000 Jahren, besteht eine augenscheinliche Übereinstimmung der interglazialen Waldstrukturen. Hingegen bestehen bei den einzelnen Phasen eines Interglazials (ca. 5000 Jahre) oftmals große Unterschiede zwischen den verschiedenen Interglazialen, deshalb können auf Grund der Pollenstratigraphie viele (aber nicht alle) Interglaziale unterschieden werden (Birks 1986).

Vergleicht man die Interglaziale miteinander, so lässt sich bei der relativen Reihenfolge des Auftretens und der Ausbreitung von Baumtaxa innerhalb der protokratischen

Phase eine grobe Übereinstimmung feststellen. Hingegen ist die Reihenfolge des Auftretens und der Ausbreitung von Baumtaxa in der protokratischen Phase variabler und weniger vorhersagbar (Tzedakis, persönliche Mitteilung). Die Gründe für diese Unterschiede zwischen dem Auftreten und der Ausbreitung innerhalb der protokratischen und mesokratischen Phase in den verschiedenen Interglazialen sind unklar. Faktoren wie Lage vorheriger Refugien während der Glazialstadien, Diasporenverteilungsmechanismen, Konkurrenz durch etablierte Vegetation und Verfügbarkeit ‚leerer Nischen' könnten hier wichtig gewesen sein. Das gegenwärtige Verbreitungs- und Invasionsverhalten einiger ‚exotischer' Taxa (z. B. *Tsuga*, *Morus*, *Aesculus*, *Rhododendron ponticum*, *Pinus* spp.) zeigt deutlich, wie vielschichtig die Gründe dafür sind, dass einige Taxa eine hohe Invasionsfähigkeit besitzen und andere wiederum nicht. Diese Komplexität muss in den mesokratischen Phasen des Holozäns und in früheren Interglazialen eine Rolle gespielt haben, da Taxa wie beispielsweise *Fagus*, *Carpinus betulus*, *Corylus*, *Picea* und *Abies* in den verschiedenen Interglazialen sehr unterschiedliche Ausbreitungsdynamiken aufweisen (West 1980, Lang 1994).

Die mesokratische Phase im Holozän wurde in Europa vor ungefähr 5000–6000 Jahren durch die beginnende Waldrodung und -bewirtschaftung sowie die Tierhaltung stark verändert, wodurch die „Homo-sapiens-Phase" entstand (Birks 1986, Birks und Tinner 2016).

Menschlicher Einfluss im Holozän

In Nordwesteuropa fand eine drastische Abnahme der *Ulmus*-Pollenwerte, wahrscheinlich infolge einer Wechselwirkung zwischen prähistorischen menschlichen Eingriffen und einem für die Bäume schädlichen Krankheitserreger, statt, wobei sich die Pollenwerte an einem Ort in Südengland innerhalb von fünf Jahren halbierten (Populationshalbierungszeiten sind reziprok zu Populationsverdopplungszeiten) (Peglar und Birks 1993). Ebenso verschwand die Tanne (*Abies alba*) vor 5000–6000 Jahren aus den mediterranen und submediterranen Niederungen der italienischen Halbinsel, wahrscheinlich infolge der übermäßigen neolithischen Störungen durch Feuer und Überbeweidung (Tinner et al. 2013, di Pasquale et al. 2014, Birks und Tinner 2016). Wie bei Ulmus in England verlief auch der Rückgang von *Abies* rapide: Die Pollenwerte von *Abies* halbierten sich an Standorten in Italien (Colombaroli et al. 2007) bzw. in der italienischen Schweiz (Tinner et al. 1999) innerhalb von 13 bzw. 22 Jahren.

In einigen Gebieten in Mittel- und Nordwesteuropa dürften die Waldrodung und das anschließende verschwinden der Lichtungen die lokale Besiedlung und Ausbreitung neuer Immigranten wie beispielsweise *Fagus sylvatica* (Europäische Buche), *Picea abies* (Gemeine Fichte) und möglicherweise *Carpinus betulus* (Hainbuche) gefördert haben (Huntley und Birks 1983, Birks und Tinner 2016). Während die Etablierung von *Fagus sylvatica* im Mesolithikum durch Klimawandel (Temperaturrückgang und Feuchtigkeitsanstieg) in Südeuropa und im südlichen Mitteleuropa (Tinner und Lotter 2001) ausgelöst wurde, ist es möglich, dass die rasche Verbreitung von *Fagus* in Mitteleuropa in den letzten 4000–5000 Jahren (Huntley und Birks 1983) durch häufiges Auflichten von *Tilia* oder *Quercus* geprägten Wäldern auf gut entwässerten Böden verursacht wurde. In einigen Gebieten Europas entwickelten sich je nach Bodenbedingungen *Fagus–Ilex-Quercus*-Mischwälder, während sich in anderen Gebieten ein rascher Wandel von einer *Tilia*- oder *Quercus*-Vorherrschaft

zu einer Fagus-Vorherrschaft vollzog (Birks 1986). Die Veränderungen traten in der Regel nach einer extensiven Phase menschlichen Eingreifens (einschließlich Entwalden und Beweiden), gefolgt von einer Nutzungsaufgabe gerodeter und bewirtschafteter Flächen, ein (Birks und Tinner 2016). Ursache für die Aufgabe dieser Flächen könnte der Zusammenbruch der lokalen Populationen, beispielsweise nach einer Klimaveränderung, Abwanderung oder übermäßigen Ausbeutung der Umweltressourcen gewesen sein (Bradshaw und Lindbladh 2005).

In Gebieten außerhalb des natürlichen geografischen Verbreitungsgebiets der Buche entwickelten sich andere Arten von Sekundärwald (Birks und Tinner 2016), beispielsweise etablierten sich je nach Bodenausprägung – nach Nutzungsaufgabe der gerodeten oder bewirtschafteten Flächen, einem Nachlassen des Beweidungsdrucks oder einem Rückgang der Brandhäufigkeit – reine Wälder von *Fraxinus excelsior* (Gemeine Esche), *Quercus* spp., *Taxus baccata* (Europäische Eibe), *Betula* spp. oder *Ilex aquifolium* (Europäische Stechpalme) (Birks 1986).

Die westliche, nördliche und südliche Verbreitung und Ausbreitung von *Picea abies* innerhalb der baltischen Länder, Finnlands, Schwedens und Norwegens im Verlauf der letzten 6000–7000 Jahre (Huntley und Birks 1983, Giesecke und Bennett 2004) dürfte eine zeitgleiche Reaktion auf die schleichende, schrittweise Klimaveränderung, eine verzögerte Migration ohne Zusammenhang mit einer einfachen Klimaveränderung, eine Reaktion auf Waldstörungen, die Lücken für Besiedlungen schufen, oder eine Kombination dieser Faktoren gewesen sein (Giesecke 2004). Ungeachtet der Ursache führte die Invasion von Picea im nördlichen und zentralen Fennoskandinavien im Verlauf der letzten 6000–7000 Jahre zu wesentlichen Veränderungen in der Zusammensetzung und Struktur der Wälder sowie der Bodenbedingungen, was mit einer verbreiteten Zunahme von Rohhumus, Bodenauslaugung und Podsolisation sowie Veränderungen des natürlichen Feuerregimes innerhalb des borealen Waldes einherging (Lang 1994, Seppä et al. 2009, Ohlson et al. 2011).

Störungsempfindliche Taxa wie beispielsweise *Tilia*, *Ulmus*, *Fraxinus, Acer*, Abies und *Hedera* nahmen in Häufigkeit und Verbreitung ab, während sich störungsresistente Taxa wie beispielsweise *Quercus*, *Ostrya*, *Corylus, Alnus*, *Salix*, *Fagus* (stockausschlagend) und *Picea* (für Fraß unattraktiv) ausbreiteten (Tinner und Ammann 2005). *Quercus*, *Fagus* und *Picea* wurden von den Menschen auch ihrer Eicheln oder ihres Holzes wegen bevorzugt, sodass sich schließlich monospezifische Wälder bildeten (Tinner et al. 2013, Schwörer et al. 2015). Während des späten Neolithikums, Bronzealters, Eisenalters, der Römerzeit, Wikingerzeit, des Mittelalters und in neueren Zeiten traten infolge der Entwicklung und Ausbreitung dauerhafterer Landnutzungspraktiken (z. B. Tierhaltung, Pflügen, Pflanzenbau, Waldbewirtschaftung) fortgesetzte Waldrodungen und intensive Landwirtschaft mit dazwischen liegenden Perioden der Nutzungsaufgabe und sekundären Regeneration auf. Wälder wurden offener und Baum- und Strauchweiden sowie Haselnussniederwald breiteten sich aus. Das verstärkte Eingreifen des Menschen, was auch regelmäßiges Brandroden einschloss (Tinner et al. 2005), führte jedoch schließlich zur weitverbreiteten Entwaldung großer Teile Europas sowie zur Entwicklung ausgedehnter Weiden, Wiesen, Felder, Heiden, Macchien und Siedlungen. Dieser Prozess war in den Niederungen des europäischen Mittelmeerraums besonders intensiv, wo der Wald nur noch als künstliche Pflanzungen vorkommt (z. B. Colombaroli et al. 2007, Tinner et al. 2009). Fast alle ausgedehnten und naturnahe Waldgebiete, die in Europa überlebt haben, wurden über viele Jahrhunderte hinweg durch selektiven Waldbau bewirtschaftet (Abb. 7) (Birks 1993, Bradshaw et al. 2015, Birks und Tinner 2016).

Baumausbreitungen und Invasionen

Isopollen- (Abb. 5) und Isochronen- (Abb. 6) Karten können grobe Schätzungen darüber liefern, mit welcher Geschwindigkeit sich Bäume verbreiten oder vielmehr wie schnell sich Baumpopulationen ausbreiten (Huntley und Birks 1983, Birks 1989, MacDonald 1993). Diese Schätzungen liegen in der Regel im Bereich von 50–100 Meter pro Jahr, wobei jedoch das wahrscheinliche Vorkommen von Mikrorefugien nördlich und östlich der wichtigsten Makrorefugien in Iberien, auf der italienischen Halbinsel und im Balkan hierbei nicht berücksichtigt wird (Birks und Willis 2008, Birks 2015). Wir wissen nur sehr wenig über die Verteilung oder Dichte solcher Mikrorefugien. Vorausgehende Analysen, bei denen Mikrorefugien versuchsweise berücksichtigt wurden (z. B. Feurdean et al. 2013, Cheddadi et al. 2014), deuten darauf hin, dass die Verbreitungsraten deutlich niedriger sein dürften als ursprünglich von Huntley und Birks (1983) für europäische Bäume geschätzt. Andererseits kann es auch sein, dass der Zeitpunkt, zu dem Bäume in der Nähe eines Standorts tatsächlich aufgetreten sind, in den Pollendatensätzen gravierend unterschätzt wird (Welten 1944, Tinner und Lotter 2006), wenn man bedenkt, dass die Auftretenszeitpunkte und somit die Verbreitungsraten gewöhnlich anhand von speziellen kritischen Schwellen geschätzt werden (z. B. sogenannte empirische Grenze; Beginn der dritten Phase in Abb. 9). Bei diesen Schwellen wird das Signal einzelner Bäume oder sogar kleinerer eingegrenzter Populationen innerhalb des Pollen- oder Makrofossilieneinzugsgebiets eines Standorts unter Umständen nicht erkannt (Problem der „falschen Abwesenheit“ in der Paläoökologie; Birks 2014, Birks und Birks 2016). Solche Schätzungen der Baumverbreitungsraten sind insbesondere bei Vorhersagen, ob moderne Baumpopulationen dem Klimawandel in der Zukunft standhalten können, von kritischer Bedeutung (Clark 1998). Angesichts gewisser Unsicherheiten wie beispielsweise im Zusammenhang mit dem Problem der „falschen Abwesenheit“ gestalten sich zuverlässige Schätzungen vergangener Verbreitungsraten äußerst schwierig.

Pollenstratigraphische Sequenzen aus gemäßigten Interglazialstadien, einschließlich des Holozäns, weisen auf verschiedene Etablierungen und Ausbreitungen von Baumpopulationen sowie auf Phasen des Gleichgewichts oder der „Stabilität“ der Waldzusammensetzung hin (Abb. 10). Allerdings werden die ökologischen Mechanismen, durch die sich neue Taxa in der bestehenden Waldvegetation etablieren und ausbreiten (d. h. die Invasionen), noch wenig verstanden.

Isochronen-Karten (Abb. 8) vermitteln den Eindruck, dass Bäume sich als ständig wachsende Front in der Landschaft verbreiten und ausbreiten und alle möglichen Standorte besetzen oder invadieren (Abb. 11.1). Diese Hypothese erscheint bei vielen, wenn nicht sogar allen mesokratischen Bäumen unwahrscheinlich (Watts 1973, Giesecke 2005). Eine andere Hypothese (Abb. 11.3) (Rudolph 1930, Firbas 1949, Watts 1973, Walker 1982, Birks 1986) besagt, dass Taxa, von vielen, im Raum verteilten kryokratischen oder protokratischen Mikrorefugien kommend, über sehr weite Strecken durch ihre Diasporen zufällig (Abb. 11.2) in lokal günstige Lagen (Lichtungen, die durch Windwurf, Absterben, Feuer oder Krankheit entstanden sind) über das Hauptverbreitungsgebiet des Taxons hinaus verbreitet wurden, um schlussendlich kleine isolierte Vorkommen zu bilden. Diese Bestände reiften und wirkten wiederum als Samenproduzenten für weitere

Ausbreitungen bzw. Etablierungen in neuen Lücken. Im Gegensatz zur Anfangsphase, wenn sich einzelne Keimlinge mit geringen Populationsdichten nur langsam etablieren, kann die Ausbreitungsphase rasch vorangehen, da die lokale Diasporenablagerung innerhalb des Waldes zunimmt, die Etablierungswahrscheinlichkeit steigt und die Populationsdichten ansteigen. Der intraspezifische Konkurrenzkampf ist in diesem Stadium gering. Diese Populationen können sich über mehrere Generationen hinweg ausbreiten, um später mit der Hauptpopulation zusammenzufliessen.

Das Populationswachstum kann später aufgrund des interspezifischen Konkurrenzkampfs, der dichteabhängigen Selbstausdünnung und des intraspezifischen Konkurrenzkampfs sowie der Unfähigkeit einiger Waldbäume (z. B. *Quercus*), sich unter den eigenen Kronendächern zu verjüngen, abflachen oder sogar zurückgehen. Schließlich kann ein relatives Gleichgewicht zwischen der Keimlingsetablierung der vorhandenen und invadierenden Taxa entstehen, sodass eine Koexistenz in einem Quasi-Gleichgewicht bis zur nächsten Invasion möglich wird. Die Invasion und Ausbreitung von Taxa kann durch Klimaveränderungen („Extrinsic Forcing" im Sinne von Williams et al. 2011) oder durch interne biotische und abiotische Faktoren wie Konkurrenzkampf, Stürme und Krankheitserreger („Intrinsic Forcing" im Sinne von Williams et al. 2011) ausgelöst werden. Die Unterscheidung zwischen der Rolle der extrinsischen und intrinsischen Antriebsfaktoren bei der interglazialen Vegetationsdynamik stellt eine größere Herausforderung dar, die durch Kombination von paläoökologischen Multiproxy-Nachweisen mit dynamischen Landschafts- und Vegetationsmodellen gelöst werden kann (Henne et al. 2011). Seddon et al. (2014) haben neue quantitative Werkzeuge entwickelt, um die intrinsischen und extrinsischen Antriebsfaktoren von Änderungen von Diatomeen in einer Küstenlagune der Galapagosinseln zu identifizieren. Ihr Ansatz könnte sinnvollerweise auch auf Waldökosysteme und Pollenstratigraphien ausgedehnt werden.

Abb. 10: Beobachtete verallgemeinerte pollenstratigraphische Muster und abgeleitete Populationsprozesse nach Watts (1973) bei der Etablierung und Ausbreitung eines Baums innerhalb der mesokratischen Phase eines Interglazialstadiums. Die ungefähre Dauer der Etablierungs- und Ausbreitungsintervalle wird ebenfalls dargestellt. Verändert nach Birks (1986).

Abb. 11: Mögliche Szenarien für die Baumausbreitung in einem Interglazialstadium. 1. Hypothese der sich bewegenden Front, wobei die Bäume durch die Landschaft ‚marschieren'. 2. Seltene Verbreitung über weite Strecken. 3. Populationen breiten sich ausgehend von isoliert vorkommenden Populationen in lokal günstigen Standorten oder ‚Enklaven' aus. Tatsächlich waren die Szenarien 2 und 3 wohl die wichtigsten. Teilweise nach Giesecke (2013) und Davis (1987).

Es bestehen interessante Parallelen zwischen den Prozessen auf Landschafts- und Bestandsebene im Zusammenhang mit Bauminvasionen im Holozän und neuzeitlichen Invasionen durch eingeführte Arten (Gillson et al. 2008). Zwei ausführliche, jeweils aus Nordamerika stammende Studien zu den Paläo-Invasionen im Holozän (Davis et al. 1998, Lyford et al. 2003) zeigen die Komplexität der beteiligten Prozesse. Davis et al. (1998) untersuchten die im Holozän aufgetretene Invasion von *Tsuga canadensis* (Kanadische Hemlocktanne) in mesische Mischwälder im Norden von Michigan. Vier der heutigen *Tsuga*-Bestände sind vor ungefähr 3000 Jahren durch eine 800 Jahre währende Invasion in *Pinus strobus*-Beständen (Weymouthskiefer) entstanden. Es gibt keine Belege dafür, dass diese Invasionen durch Störungen verursacht wurden. *Tsuga* koexistierte mehrere Tausend Jahre mit *P. strobus*, wurde aber schließlich in drei der Bestände zu unterschiedlichen Zeitpunkten dominant. Die zugrunde liegenden extrinsischen Antriebsfaktoren für diese Veränderungen dürften klimatische Veränderungen in den letzten 4000 Jahren gewesen sein. Die Geschichte der vier in der Nähe gelegenen *Acer saccharum*-Bestände (Zuckerahorn) ist vielgestaltiger. Drei der Ahornbestände wurden ursprünglich von *Quercus* beherrscht. Zwei wurden nicht von *Tsuga* invadiert, und die dritte wurde für wenige Jahrhunderte nur durch eine geringe Anzahl von *Tsuga* besiedelt. Die Invasion durch *Tsuga* hing eindeutig von der Zusammensetzung des bestehenden Waldes ab. *Acer saccharum* und *Tilia americana* (Amerikanische Linde) nahmen zu und bildeten bis vor 2000 Jahren mesische Ahorn-Mischwälder. Der vierte *Acer*-Bestand wurde später durch *Tsuga* invadiert, verwandelte sich jedoch vor 500–1000 Jahren in einen *Acer*-Bestand. Eine

Holzschicht in den Waldteich-Sedimenten deutet auf einen katastrophalen Windsturm vor ungefähr 500–1000 Jahren hin, der in dieser komplexen lokalen Walddynamik eine wichtige Rolle gespielt haben dürfte. Nähere Informationen dazu sind in Davis et al. (1994), Davis (1987) und Parshall (2002) zu finden.

Ein weiteres ausführliches Beispiel für die Komplexität der Invasionsprozesse (Lyford et al. 2003) kommt aus den Trockengebieten in Wyoming, Utah und Montana und betrifft die Invasion von *Juniperus osteosperma* (Utah-Wachholder). In Wyoming und im südlichen Montana breitete sich die Art mit Verbreitungssprüngen über Strecken von 30–135 km aus (Abb. 11.3), welche teilweise durch Klimaschwankungen vor 7500–5400 Jahren sowie durch die geografische Verteilung und Verbindung geeigneter Habitate innerhalb der Landschaft begünstigt wurden. Während einer Feuchteperiode vor 5400–2800 Jahren fand keine weitere Ausbreitung dieser anfänglich isoliert vorkommenden Populationen statt, auch nicht in vermutlich geeignete Standorte südlich dieser isolierten Vorkommen. Unter trockenen Bedingungen vor 2800 Jahren begann aber an günstigen Standorten die rasche Kolonisierung durch *Juniperus osteosperma* (Abb. 11.2 und 11.3). In diesem Fall war die klimatische Veränderung ein wichtiger extrinsischer Antriebsfaktor, der in Wechselwirkung mit der intrinsischen Landschaftsstruktur das Muster und die Geschwindigkeit der Invasion durch *Juniperus osteosperma* bestimmte.

Beide Untersuchungen zeigen, wie schwierig es ist, die zugrunde liegenden Prozesse zu verallgemeinern sowie die entscheidenden Treiber vergangener Bauminvasionen zu bestimmen.

Lehren aus Baumwanderungen und Invasionen der Vergangenheit

Klar erkennbar ist, dass sich die europäischen Wälder seit dem Paläogen verändert haben und Bäume der arktotertiären Geoflora im Pliozän und im frühen bis mittleren Quartär nach und nach in Europa ausgestorben sind (van der Hammen et al. 1971, Willis und McElwain 2014, Birks und Tinner 2016). Die wiederholten Glazial-Interglazial-Zyklen (Birks 1986, Lang 1994), die für das Quartär (Pleistozän, Holozän) charakteristisch sind, haben zu einer kontinuierlichen Baum- und Waldwanderung in und aus den Refugien geführt, mit einem Überleben in Refugien während der Glazialstadien und raschen Populationsausbreitungen in den verschiedenen Interglazialen, was zu einzigartigen Baumkombinationen führte (Iversen 1958, Birks 1986). Menschliche Eingriffe einhergehend mit Waldrodung und Landwirtschaft sind einzigartig für das Holozän in der sogenannten Homo-sapiens-Phase (Birks 1986). Aus den zahlreichen paläoökologischen Studien (überwiegend auf der Grundlage von Pollenanalysen, aber zunehmend auch durch Makrofossilienuntersuchungen) geht ein ständiger Wandel auf Zeitskalen von Millionen, Tausenden und Hunderten von Jahren hervor (Birks und Tinner 2016). Die Wälder entwickeln sich, wenn bestimmte Pflanzenarten in gewissen Gebieten unter besonderen Umweltbedingungen abundant und dominant werden (Jackson 2006). Diese Wälder können sich allmählich oder abrupt verändern, wenn dominante Bäume durch andere Bäume verdrängt werden, gewöhnlich als Reaktion auf extrinsische ökologische Veränderungen (Williams et al. 2011) oder gravierende Störungen (z. B. Waldkrankheitserreger, Feuer, menschliches Eingreifen) (Birks 1986, Tinner et al. 1999). In Europa bestehen nur wenige größere terrestrische Waldsysteme seit mehr als 10 000 Jahren. Die meisten sind erheblich jünger, einige haben sich erst in den letzten Jahrhunderten entwickelt (Birks 1993, Bradshaw et al. 2015). Die zukünftigen Waldsysteme sind daher unweigerlich unbestimmt und historisch

kontingent (Jackson 2006). Angesichts der Vielschichtigkeit der Reaktionen der Waldbäume während des Quartärs mit all seinen klimatischen Verschiebungen (van der Hammen et al. 1971, Birks 1986, Bennett et al. 1991, Lang 1994) sind in der Zukunft zahlreiche neuartige Reaktionen, Ergebnisse und ökologische Überraschungen möglich oder sogar unvermeidlich (Jackson und Williams 2004, Veloz et al. 2012, Jackson 2013, Williams et al. 2013, Reu et al. 2014).

Welche Lehren aus der Vergangenheit können aus den sich ständig verändernden Populationen, Zusammensetzungen, Strukturen und Ausdehnungen der Wälder in Europa gezogen werden? Wie können vergangene Baumwanderungen Waldökologen und Forstwissenschaftler über die gegenwärtigen und zukünftigen Wälder sowie deren Ausbreitungsdynamik und Invasionsprozesse informieren?

Ob die gegenwärtigen Waldsysteme angesichts des zukünftigen globalen Klimawandels nachhaltig sind, lässt sich besser bewerten, wenn man die ökologischen Veränderungen, die sich in der Vergangenheit in diesen Systemen vollzogen haben, heranzieht und die Umweltbedingungen rekonstruiert, unter denen diese Systeme entstanden und sich entwickelten (Jackson 2006). Betrachtet man ein schmales Zeitfenster (z. B. 200–300 Jahre), könnte die Schwankungsbreite, innerhalb derer ein Waldsystem nachhaltig ist, und somit das Risiko einer gravierenden Störung des Systems durch ökologische Veränderungen unterschätzt werden (Jackson 2006). Bei Betrachtung längerer Zeiträume (z. B. 1000–2000 Jahre) vergrößert sich unweigerlich die Breite der natürlichen Schwankungen innerhalb des Erdsystems (Jackson 2006). Wie paläoökologische Daten zeigen, verschwinden die meisten Ökosysteme, wenn das Zeitfenster auf 10 000–15 000 Jahre ausgedehnt wird, was auf wesentliche Veränderungen des Klimasystems der Erde aufgrund der wechselnden Orbitalparameter, d. h. den Schwankungen in der Erdumlaufbahn, zurückzuführen ist (Willis und McElwain 2014). Wichtig ist auch, dass aus den paläoökologischen Daten der Entstehungszeitpunkt bestimmter Waldsysteme abgelesen werden kann (z. B. Birks 1993, Bradshaw und Lindbladh 2005). Ferner können diese Daten, in einigen Fällen über unabhängige Umweltrekonstruktionen, Hinweise auf die jeweiligen extrinsischen oder intrinsischen Veränderungen, die zur Entwicklung des Systems geführt haben, sowie auf die Bandbreite der Umweltschwankungen, denen das System in der Vergangenheit standgehalten hat, liefern (Jackson 2006). Solche Informationen, die nur aus paläoökologischen Daten gewonnen werden können, helfen somit bei der Identifizierung kritischer ökologischer Schwellenwerte, bei deren Überschreitung die heutigen Waldsysteme nicht mehr erhalten werden können (Willis und Birks 2006, Birks 2012, Birks und Tinner 2016).

Paläoökologischen Daten für die europäischen Wälder liefern verschiedene zusätzliche Einblicke und ermöglichen es, wichtige Lehren aus der Vergangenheit zu ziehen (Jackson 2006, Birks und Tinner 2016). Erstens unterliegen alle bestehenden Waldsysteme in ihrem Wachstum einer zeitlichen Begrenzung an allen Orten ihres Vorkommens, andere Ökosysteme (nicht notwendigerweise Waldsystemen) sind ihnen zeitlich vorangegangen, und unterscheiden sich hinsichtlich ihrer Zusammensetzung, Struktur, funktionaler Pflanzenmerkmale und Ökosystemeigenschaften (Jackson 2006). Zweitens haben sich vergleichbare Waldökosysteme aufgrund ihrer dominanten Arten an unterschiedlichen Orten und zu anderen Zeitpunkten entwickelt (Birks 1986, Jackson 2006). Drittens hatten solche

vergleichbaren Systeme an unterschiedlichen Orten andere Vorläufer. Daher können die vergleichbaren Systeme aufgrund unterschiedlicher Geschichten und der Vermächtnisse ihrer Vorläufer verschiedene Eigenschaften aufweisen (Jackson 2006). Viertens traten verschiedene Systeme zur ungefähr gleichen Zeit an verschiedenen Orten auf – vermutlich infolge regionaler oder globaler Verschiebungen in der atmosphärischen Zirkulation, was zu Neukonfigurationen der lokalen Klimaverhältnisse und einer weitgehenden synchronen Umwandlung der Systeme führte (Jackson 2006, Giesecke et al. 2011, Seddon et al. 2015). Dieses Muster trifft zwar nicht universell zu, jedoch dürften rasche Regimeverschiebungen im Erdsystem mit weitgehenden Ökosystemveränderungen in verschiedenen Regionen einhergehen (Jackson 2006, Williams et al. 2011). Fünftens besitzen die heutigen Waldökosysteme selbst in der Zeitspanne des Holozäns zumeist keine lange Geschichte, darüber hinaus existierten in der Vergangenheit Waldsysteme, für die es keine neuzeitlichen Analoge gibt (Jackson und Williams 2004, Jackson 2013). Beispiele dazu sind (Birks und Tinner 2016) die einstige große Bedeutung von *Corylus avellana* im frühen Holozän in großen Teilen Nordwest- und Mitteleuropas (Huntley und Birks 1983, Birks 1986) sowie die Bedeutung von *Abies alba* im mediterranen Südeuropa im mittleren Holozän (Tinner 2013, di Pasquale et al. 2014).

Paläoökologen beschäftigen sich mit der Vergangenheit, während Ökologen, die sich mit dem Globalen Wandel beschäftigen, in die Zukunft blicken. Beide setzen ihr Wissen über neuzeitliche Ökosysteme und ökologische Prozesse als Basis für Rekonstruktionen der Vergangenheit oder Zukunftsvorhersagen ein. Paläoökologen wenden das Konzept „Die Gegenwart ist der Schlüssel zur Vergangenheit“ an, während oben genannte Ökologen dies nach vorne projizieren und „die Gegenwart als Schlüssel zur Zukunft“ ansehen. Allerdings ist die Gegenwart nur eine vieler möglichen Zeitscheiben der letzten 11 700 Jahre seit der letzten Eiszeit (Birks und Tinner 2016). Es stellt sich somit die kritische Frage, ob die heutigen Populationen, Ökosysteme und Klimabedingungen repräsentativ sind für die vergangenen oder zuküftigen Beziehungen und Zustände. Halten die Bäume und ihre Ökosysteme den Klimabedingungen über die heutigen Zustände hinaus stand? Befinden sich die Artenspektren im Gleichgewicht mit ökologischen Faktoren wie beispielsweise dem Klima (Svenning und Sandel 2013) oder haben sich die von ihnen eingenommenen Umweltnischen durch den Klimawandel oder die tausendjährige Landnutzung drastisch verändert (Jackson und Overpeck 2000)? Diese paläoökologischen Fragen deuten darauf hin, dass Projektionen zukünftiger Ökosystembedingungen, die sich ausschließlich auf heutige Beobachtungen stützen, unzureichend sind (Willis und Birks 2006). Ein vielversprechender neuer Ansatz besteht in der Kombination dynamischer ökophysiologischer Modelle mit paläoökologischen Zeitreihen, um paläovalidierte Szenarien zur zukünftigen Vegetationsdynamik unter den Bedingungen des globalen Wandels zu erzeugen (Henne et al. 2015, Birks und Tinner 2016, Ruosch et al. 2016).

Die Dynamik und der häufig nicht analoge Charakter europäischer holozäner Wälder, sogar auch nur über die letzten 5000 Jahre hinweg, werfen kritische Fragen über angemessene Referenzzustände oder Zielgrößen („Baselines“) auf (Birks und Tinner 2016). Durch paläoökologische Studien wurden gravierende Einflüsse des Menschen auf viele, wenn nicht alle Waldökosysteme in Europa aufgedeckt (Birks 1986, Tinner und Ammann 2005). Es wurde auch aufgezeigt, dass sich, durch säkulare Klimaschwankungen bedingt, die Zielgrössen (z.B. was ist natürlich) auf Zeitskalen von Jahrhunderten bis Jahrtausenden ständig verschieben (Birks 1986, Jackson und Hobbs 2009, Willis und McElwain 2014). Fortlaufende rasche Veränderungen der Umwelt dürften beinahe sicher dafür sorgen, dass viele historische Renaturierungsziele in den kommenden Jahrzehnten nicht nachhaltig umgesetzt werden können (Henne et al. 2015). Renaturierungsmaßnahmen sollten zwar auf die Erhaltung

oder Wiederherstellung historischer Systeme abzielen, sofern dies möglich ist, wichtiger ist aber, neu entstehende Ökosysteme zu erkennen, planen und verwalten, damit eine hohe Biodiversität sowie die Versorgung mit Ökosystemgütern und -leistungen in Zukunft gewährleistet sein wird (Jackson und Hobbs 2009, Birks und Tinner 2016).

Paläoökologische Datensätze zu Baumpopulationen und zur Waldgeschichte Europas sind bislang weitgehend unerschlossene Datenquellen ökologischer Dynamik, besonders zur Populations- und Invasionsdynamik über viele Zeitskalen hinweg (Birks und Tinner 2016). Karl Flessa und Steve Jackson (2005) zufolge stellen solche Datensätze ein langfristiges ökologisches Observatorium dar, in dem die Reaktionen der Umwelt vergangene Klimaveränderungen und die ökologische Hinterlassenschaft gesellschaftlicher Eingriffe enträtselt, quantifiziert und als Schlüssel zum Verständnis biotischer Ergebnisse zukünftiger Umweltveränderungen verwendet werden können (Flessa und Jackson 2005). Aus der riesigen Menge an qualitativ hochwertigen Daten, die in Europa verfügbar sind, lassen sich noch zahlreiche Lehren über die vergangenen Wälder Europas sowie über Baumpopulationsdynamiken und Bauminvasionen ziehen (Huntley und Birks 1983, Birks 1986, Lang 1994, Tinner und Lotter 2001, Tinner et al. 2005, 2013, Giesecke et al. 2014, Birks und Tinner 2016). Die Paläoökologie und die moderne Ökologie müssen enger zusammenarbeiten, um unser Wissen über die europäischen Baumpopulationen in der Vergangenheit, Gegenwart und Zukunft weiter zu vertiefen. Aus den Lehren der Vergangenheit, der Paläoökologie bleibt noch viel zu lernen.

Literaturverzeichnis

Allen, J.R.M. und Huntley, B. 2009. *Last interglacial palaeovegetation, palaeoenvironments and chronology: a new record from Lago Grande di Monticchio, southern Italy. Quaternary Science Reviews 28: 1521-1538.*

Bennett, K.D. 1983. *Post-glacial population expansion of forest trees in Norfolk, UK. Nature 303: 164-167.*

Bennett, K.D. 1986. *The rate of spread and population increase of forest trees during the Postglacial. Philosophical Transactions of the Royal Society of London B-Biological Sciences 314: 523-531.*

Bennett, K.D., Tzedakis, P.C. und Willis, K.J. 1991. *Quaternary refugia of north European trees. Journal of Biogeography 18: 103-115.*

Birks, H.H. 2013. *Plant macrofossils: Introduction. In: Elias, S.A. und Mock, C.J. (Hrsg.) Encyclopedia of Quaternary Science (2nd edition), S. 593-612. Elsevier, Amsterdam.*

Birks, H.J.B. 1986. *Late Quaternary biotic changes in terrestrial and limnic environments, with particular reference to north west Europe. In: Berglund, B.E. (Hrsg.) Handbook of Holocene Palaeoecology and Palaeohydrology S. 3-65. J Wiley & Sons, Chichester.*

Birks, H.J.B. 1989. *Holocene isochrone maps and patterns of tree-spreading in the British Isles. Journal of Biogeography 16: 503-540.*

Birks, H.J.B. 1993. *Quaternary paleoecology and vegetation science – current contributions and possible future developments. Review of Palaeobotany and Palynology 79: 153-177.*

Birks, H.J.B. 2012. *Ecological palaeoecology and conservation biology: controversies, challenges, and compromises. International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management 8: 292-304.*

Birks, H.J.B. 2014. *Challenges in the presentation and analysis of plant-macrofossil stratigraphical data. Vegetation History and Archaeobotany 23: 309-330.*

Birks, H.J.B. 2015. *Some reflections on the refugium concept and its terminology in historical biogeography, contemporary ecology and global-change biology. Biodiversity 16: 196-212.*

Birks, H.J.B. und Birks, H.H. 1980. *Quaternary Palaeoecology.Reprinted 2004 by Blackburn Press, New Jersey ed. Edward Arnold, London.*

Birks, H.J.B. und Birks, H.H. 2004. *The rise and fall of forests. Science 305: 484-485.*

Birks, H.J.B. und Birks, H.H. 2016. *How have studies of ancient DNA from sediments contributed to the reconstruction of Quaternary floras? New Phytologist 209: 499-506.*

Birks, H.J.B. und Tinner, W. 2016. *Past forests of Europe. In: San Miguel Ayanz, J., de Rigo, D., Caudulio, G., Houston Durrant, T. und Mauri, A. (Hrsg.) European Atlas of Forest Tree Species, S. 36-39. Publication Office of the European Union, Luxembourg.*

Birks, H.J.B. und Willis, K.J. 2008. *Alpines, trees, and refugia in Europe. Plant Ecology and Diversity 1: 147-160.*

Birks, H.J.B., Heiri, O., Seppä, H. und Bjune, A.E. 2010. *Strengths and weaknesses of quantitative climate reconstructions based on Late-Quaternary biological proxies. The Open Ecology Journal 3: 68-110.*

Bradshaw, R.H.W. und Lindbladh, M. 2005. *Regional spread and stand-scale establishment of Fagus sylvatica and Picea abies in Scandinavia. Ecology 86: 1679-1686.*

Bradshaw, R.H.W., Jones, C.S., Edwards, S.J. und Hannon, G.E. 2015. *Forest continuity and conservation value in western Europe. The Holocene 25: 194-202.*

Cheddadi, R., Birks, H.J.B., Tarroso, P., Liepelt, S., Gömöry, D., Dullinger, S., Meier, E.S., Hülber, K., Maiorano, L. und Laborde, H. 2014. *Revisiting tree-migration rates: Abies alba (Mill.), a case study. Vegetation History and Archaeobotany 23: 113-122.*

Clark, J.S. 1998. *Why trees migrate so fast: confronting theory with dispersal biology and the paleorecord. American Naturalist 152: 204-224.*

Colombaroli, D., Marchetto, A. und Tinner, W. 2007. *Long-term interactions between climate, Mediterranean vegetation and the fire regime at Lago di Massaciuccoli (Tuscany, Italy). Journal of Ecology 95: 755-770.*

Combourieu-Nebout, N., Bertini, A., Russo-Ermolli, E., Peyron, O., Klotz, S., Montade, V., Fauquette, S., Allen, J., Fusco, F., Goring, S., Huntley, B., Joannin, S., Lebreton, V., Magri, D., Martinetto, E., Orain, R. und Sadori, L. 2015. *Climate changes in the central Mediterranean and Italian vegetation dynamics since the Pliocene. Review of Palaeobotany and Palynology 218: 127-147.*

Davis, M.B. 1987. *Invasions of forest communities during the Holocene: beech, and hemlock in the Great Lakes region. In: Gray, A.J., Crawley, M.J. and Edwards, P.J. (Hrsg.) Colonization, Succssion and Stability, S. 373-393. Blackwell Scientific Publishing, Oxford.*

Davis, M.B., Sugita, S., Calcote, R.R., Ferrari, J.B. und Frelich, L.E. 1994. *Historical development of alternative communities in a hemlock-hardwood forest in northern Michigan, USA. In: Edwards, P.J., May, R.M. und Webb, N.R. (Hrsg.) Large-Scale Ecology and Conservation Biology, S. 19-39. Blackwell Scientific Publications, Oxford.*

Davis, M.B., Calcote, R.R., Sugita, S. und Takahara, H. 1998. *Patchy invasion and the origin of a hemlock-hardwoods forest mosaic. Ecology 79: 2641-2659.*

di Pasquale, G., Allevato, E., Cocchiararo, A., Moser, D., Pacciarelli, M. und Saracino, A. 2014. *Late Holocene persistence of Abies alba in low-mid altitude deciduous forests of central and southern Italy: new perspectives from charcoal data. Journal of Vegetation Science 25: 1299-1310.*

Feurdean, A., Bhagwat, S.A., Willis, K.J., Birks, H.J.B., Lischke, H. und Hickler, T. 2013. *Tree migration-rates: narrowing the gap between inferred post-glacial rates and projected rates. PLoS One 8: e71797.*

Firbas, F., 1949. *Spät- und nacheiszeitliche Waldgeschichte Mitteleuropas nördlich der Alpen. Fischer, Jena.*

Flessa, K.W. und Jackson, S.T. 2005. *The Geological Record of Ecological Dynamics. Understanding the biotic effects of future environmental change. National Research Council of the National Academies, Washington, D.C.*

Gaillard, M.-J., Sugita, S., Bunting, M.J., Middleton, R., Broström, A., Caseldine, C., Giesecke, T., Hellman, S.E.V., Hicks, S., Hjelle, K.L., Langdon, C., Nielsen, A.-B., Poska, A., von Stedingk, H., Veski, S. und POLLANDCAL Mitglieder 2008. *The use of modelling and simulation approach in reconstructing past landscapes from fossil pollen data: a review and results from the POLLANDCAL network. Vegetation History and Archaeobotany 17: 419-443.*

Giesecke, T. 2004. *The Holocene spread of spruce in Scandinavia. PhD Thesis, University of Uppsala.*

Giesecke, T. 2005. *Moving front or population expansion: how did Picea abies (L) Karst. become frequent in central Sweden? . Quaternary Science Reviews 4: 2495-2509.*

Giesecke, T. 2013. *Changing plant distributions and abundances. In: Elias, S.A. (ed.) Encyclopedia of Quaternary Science, S. 854-860. Elsevier, Amsterdam.*

Giesecke, T. und Bennett, K.D. 2004. *The Holocene spread of Picea abies (L.) Karst. in Fennoscandia and adjacent areas. Journal of Biogeography 31: 1523-1548.*

Giesecke, T., Bennett, K.D., Birks, H.J.B., Bjune, A.E., Bozilova, E., Feurdean, A., Finsinger, W., Froyd, C.A., Pokorný, P., Rösch, M., Seppä, H., Tonkov, S., Valsecchi, V. und Wolters, S. 2011. *The pace of Holocene vegetation change – testing for synchronous developments. Quaternary Science Reviews 30: 2805-2814.*

Giesecke, T., Davis, B.A.S., Brewer, S., Finsinger, W., Wolters, S., Blaauw, M., de Beaulieu, J.L., Binney, H.A., Fyfe, R.M., Gaillard, M.J., Gil-Romera, G., van der Knaap, W.O., Kunes, P., Kühl, N., van Leeuwen, J.F.N., Leydet, M., Lotter, A.F., Ortu, E., Semmler, M.S.S. und Bradshaw, R.H.W. 2014. *Towards mapping the late Quaternary vegetation change of Europe. Vegetation History and Archaeobotany 23: 75-86.*

Gillson, L., Ekblom, A., Willis, K.J. und Froyd, C.A. 2008. *Holocene palaeo-invasions: the link between pattern, process and scale in invasion ecology. Landscape Ecology 23: 757-769.*

Hellman, S.E.V., Gaillard, M.J., Broström, A. und Sugita, S. 2008. *The REVEALS model, a new tool to estimate past regional plant abundance from pollen data in large lakes: validation in southern Sweden. Journal of Quaternary Science 23: 21-42.*

Heiri, C., Bugmann, H., Tinner, W., Heiri, O., Lischke, H., 2006. *A model-based reconstruction of Holocene treeline dynamics in the Central Swiss Alps. Journal of Ecology 94, 206-216.*

Henne, P.D., Elkin, C.M., Bugmann, H.K.M. und Tinner, W. 2011. *Did soil development limit spruce (Picea abies) expansion in the Central Alps during the Holocene? Testing a palaeobotanical hypothesis using a dynamic landscape model. Journal of Biogeography 38: 933-949.*

Henne, P.D., Elkin, C., Franke, J., Colombaroli, D., Calò, C., La Mantia, T., Pasta, S., Condedera, M., Dermody, O. und Tinner, W. 2015. *Reviving extinct Mediterranean forest communities may improve ecosystem potential in a warmer future. Frontiers in Ecology and Evolution 13: 356-362.*

Huntley, B. und Birks, H.J.B. 1983. *An Atlas of Past and Present Pollen Maps for Europe: 0-13000 Years Ago. Cambridge University Press, Cambridge.*

Iversen, J. 1958. *The bearing of glacial and interglacial epochs on the formation and extinction of plant taxa. Systematics of today. Uppsala Universiteit Årsskrift 6: 210-215.*

Iversen, J. 1960. *Problems of the early post-glacial forest development in Denmark. Danmarks Geologiske Undersøgelse IV 4: 1-32.*

Iversen, J. 1973. *The development of Denmark's nature since the last glacial. Danmarks Geologiske Undersøgelse Series V number 7-C: 1-126.*

Jackson, S.T. 2006. *Vegetation, environment, and time: the origination and termination of ecosystems. Journal of Vegetation Science 17: 549-557.*

Jackson, S.T. 2013. *Perspective: Ecological Novelty is not New. In: Hobbs, R.J., Higgs, E.S. und Hall, C.M. (Hrsg.) Novel Ecosystems: Intervening in the New Ecological World Order, S. 63-65. John Wiley & Sons, Ltd.*

Jackson, S.T. und Hobbs, R.J. 2009. *Ecological restoration in the light of ecological history. Science 325: 567-569.*

Jackson, S.T. und Overpeck, J.T. 2000. *Responses of plant populations and communities to environmental changes of the late Quaternary. Paleobiology 26 (Supplement): 194-220.*

Jackson, S.T. und Williams, J.W. 2004. *Modern analogs in Quaternary paleoecology: Here today, gone yesterday, gone tomorrow? Annual Review of Earth and Planetary Sciences 32: 495-537.*

Kuneš, P., Odgaard, B.V. und Gaillard, M.J. 2011. *Soil phosphorus as a control of productivity and openness in temperate interglacial forest ecosystems. Journal of Biogeography 38: 2150-2164.*

Lang, G. 1994. *Quartäre Vegetationsgeschichte Europas. Gustav Fischer Verlag, Jena.*

Lotter, A.F., Kienast, F., 1992. *Validation of a forest succession model by means of annually laminated sediments. Geological Survey of Finland Special Paper 14, 25-31.*

Lyford, M.E., Jackson, S.T., Betancourt, J.L. und Gray, S.T. 2003. *Influence of landscape structure and climate variability on a late Holocene plant migration. Ecological Monographs 73: 567-583.*

MacDonald, G.M. 1993. *Fossil pollen analysis and the reconstruction of plant invasions. Advances in Ecological Research 24: 67-110.*

Mai, D.H. 1995. *Tertiäre Vegetationsgeschichte Europas. Gustav Fischer Verlag, Jena.*

Mitchell, F.J.G. 2005. *How open were European primeval forests? Hypothesis testing using palaeoecological data. Journal of Ecology 93: 168-177.*

Ohlson, M., Brown, K.J., Birks, H.J.B., Grytnes, J.-A., Hörnberg, G., Niklasson, M., Seppä, H. und Bradshaw, R.H.W. 2011. *Invasion of Norway spruce diversifies the fire regime in boreal European forests. Journal of Ecology 99: 395-403.*

Parshall, T. 2002. *Late Holocene stand-scale invasion by hemlock (Tsuga canadensis) at its western range limit. Ecology 83: 1386-1398.*

Peglar, S.M. und Birks, H.J.B. 1993. *The mid-Holocene Ulmus fall at Diss Mere, south-east England – disease and human impact? Vegetation History and Archaeobotany 2: 61-68.*

Reu, B., Zaehle, S., Bohn, K., Pavlick, R., Schmidtlein, S., Williams, J.W. und Kleidon, A. 2014. *Future no-analogue vegetation produced by no-analogue combinations of temperature and insolation. Global Ecology and Biogeography 23: 156-167.*

Robin, V., Nadeau, M.-J., Grootes, P.M., Bork, H.-R. und Nelle, O. 2016. *Too early and too northerly: evidence of temperate trees in northern central Europe during the Younger Dryas. New Phytologist. 10.1111/nph.13844*

Rudolph, K., 1930. *Grundzüge der nacheiszeitlichen Waldgeschichte Mitteleuropas. Beihefte zum Botanischen Centralblatt 47, 111-176.*

Ruosch, M., Spahni, R., Joos, F., Henne, P.D., van der Knaap, W.O. und Tinner, W. 2016. *Past and future evolution of Abies alba forests in Europe – comparison of a dynamic vegetation model with palaeo data and observations. Global Change Biology 22: 727-740.*

Salonen, J.S., Helmens, K.F., Seppä, H. und Birks, H.J.B. 2013. *Pollen-based palaeoclimate reconstructions over long glacial-interglacial timescales: methodological tests based on the Holocene and MIS 5d-c deposits at Sokli, northern Finland. Journal of Quaternary Science 28: 271-282.*

Schneider, R. und Tobolski, K. 1985. *Lago di Ganna – Late-glacial and Holocene environments of a lake in the southern Alps. Dissertationes Botanicæ 87: 229-271.*

Schwörer, C., Colombaroli, D., Kaltenrieder, P., Rey, F. und Tinner, W. 2015. *Early human impact (5000–3000 BC) affects mountain forest dynamics in the Alps. Journal of Ecology 103: 281-295.*

Seddon, A.W.R., Froyd, C.A., Witkowski, A. und Willis, K.J. 2014. *A quantitative framework for analysis of regime shifts in a Galápagos coastal lagoon. Ecology 95: 3046-3055.*

Seddon, A.W.R., Macias-Fauria, M. und Willis, K.J. 2015. *Climate and abrupt vegetation change in Northern Europe since the last deglaciation. The Holocene 25: 25-36.*

Seppä, H., Alenius, T., Bradshaw, R.H.W., Giesecke, T., Heikkilä, M. und Muukkonen, P. 2009. *Invasion of Norway spruce (Picea abies) and the rise of the boreal ecosystem in Fennoscandia. Journal of Ecology 97: 629-640.*

Sugita, S. 2007. *Theory of quantitative reconstruction of vegetation I: Pollen from large sites REVEALS regional vegetation composition. The Holocene 17: 229-241.*

Svenning, J.-C. 2003. *Deterministic Plio-Pleistocene extinctions in the European cool-temperate tree flora. Ecology Letters 6: 646-653.*

Svenning, J.-C. und Sandel, B. 2013. *Disequilibrium vegetation dynamics under future climate change. American Journal of Botany 100: 1266-1286.*

Theuerkauf, M., Kuparinen, A. und Joosten, H. 2012. *Pollen productivity estimates strongly depend on assumed pollen dispersal. The Holocene 23: 14-24.*

Tinner, W. 2013. *Treeline studies. In: Elias, S.A. and Mock, C.J. (Hrsg.) Encyclopedia of Quaternary Science, S. 690-698. Elsevier, Amsterdam.*

Tinner, W. und Ammann, B. 2005. *Long-term responses of mountain ecosystems to environmental changes: resilience, adjustment, and vulnerability. In: Huber, U.M., Bugmann, H.K.M. und Reasoner, M.A. (Hrsg.) Global Change and Mountain Regions, S. 133-143. Springer.*

Tinner, W. und Lotter, A.F. 2001. *Central European vegetation response to abrupt climate change at 8.2 ka. Geology 29: 551-554.*

Tinner, W. und Lotter, A.F. 2006. *Holocene expansions of Fagus sylvatica and Abies alba in central Europe: Where are we after eight decades of debate? Quaternary Science Reviews 25: 526-549.*

Tinner, W., Hubschmid, P., Wehrli, B., Ammann, B. und Conedera, M. 1999. *Long-term forest fire ecology and dynamics in southern Switzerland. Journal of Ecology 87: 273-289.*

Tinner, W., Conedera, M., Ammann, B. und Lotter, A.F. 2005. *Fire ecology north and south of the Alps since the last ice age. Holocene 15: 1214-1226.*

Tinner, W., van Leeuwen, J.F.N., Colombaroli, D., Vescovi, E., van der Knaap, W.O., Henne, P.D., Pasta, S., D'Angelo, S. und La Mantia, T. 2009. *Holocene environmental and climatic changes at Gorgo Basso, a coastal lake in southern Sicily, Italy. Quaternary Science Reviews 28: 1498-1510.*

Tinner, W., Colombaroli, D., Heiri, O., Henne, P.D., Steinacher, M., Untenecker, J., Vescovi, E., Allen, J.R.M., Carraro, G., Conedera, M., Joos, F., Lotter, A.F., Luterbacher, J., Samartin, S. und Valsecchi, V. 2013. *The past ecology of Abies alba provides new perspectives on future responses of silver fir forests to global warming. Ecological Monographs 83: 419-439.*

Tzedakis, P.C. 2007. *Seven ambiguities in the Mediterranean palaeoenvironmental narrative. Quaternary Science Reviews 26: 2042-2066.*

Tzedakis, P.C., Emerson, B.C. und Hewitt, G.M. 2013. *Cryptic or mystic? Glacial tree refugia in northern Europe. Trends in Ecology & Evolution 28: 696-704.*

van der Hammen, T., Wijmstra, T.A. und Zagwijn, W.H. 1971. *The floral record of the Late Cenozoic of Europe. In: Turekian, K.K. (Hrsg.) The Late Cenozoic Glacial Ages, S. 391-424. Yale University Press, New Haven.*

Veloz, S.D., Williams, J.W., Blois, J.L., He, F., Otto-Bliesner, B. und Liu, Z. 2012. *No-analog climates and shifting realized niches during the late Quaternary: implications for 21st-century predictions by species distribution models. Global Change Biology 18: 1698-1713.*

Walker, D. 1982. *Vegetation's fourth dimension. New Phytologist 90: 419-429.*

Watts, W.A. 1973. *Rates of change and stability in vegetation in the perspective of long periods of time. In: Birks, H.J.B. und West, R.G. (Hrsg.) Quaternary Plant Ecology, S. 195-206. Blackwells, Oxford.*

Welten, M. 1944. *Pollenanalytische, stratigraphische und geochronologische Untersuchungen aus dem Faulenseemoos bei Spiez. Veröffentlichugen Geobotanisches Institut Rübel, Zürich 21.*

West, R.G. 1980. *Pleistocene forest history in East Anglia. New Phytologist 85: 571-622.*

Wick, L., Möhl, A., 2006. *The mid-Holocene extinction of silver fir (Abies alba) in the Southern Alps: a consequence of forest fires? Palaeobotanical records and forest simulations. Vegetation History and Archaeobotany 15, 435-444*

Williams, J.W., Blois, J.L. und Shuman, B.N. 2011. *Extrinsic and intrinsic forcing of abrupt ecological change: case studies from the late Quaternary. Journal of Ecology 99: 664-677.*

Williams, J.W., Blois, J.L., Gill, J.L., Gonzales, L.M., Grimm, E.C., Ordonez, A., Shuman, B. und Veloz, S.D. 2013. *Model systems for a no-analog future: species associations and climates during the last deglaciation. Annals of the New York Academy of Sciences 1297: 29-43.*

Willis, K.J. und Birks, H.J.B. 2006. *What is natural? The need for a long-term perspective in biodiversity conservation. Science 314: 1261-1265.*

Willis, K.J. und McElwain, J.C. 2014. *The Evolution of Plants. 2nd ed. Oxford University Press, Oxford.*

Zachos, J., Pagani, M., Sloan, L., Thomas, E. und Billups, K. 2001. *Trends, rhythms, and aberrations in global climate 65 Ma to present. Science 292: 686-693.*

1.2 Überblick über die Geschichte eingeführter Baumarten in Europa

Bart Nyssen, Uwe Eduard Schmidt, Bart Muys, Pieter Bas van der Lei und Patrick Pyttel

Die Ursprünge der aktuellen Vielfalt europäischer Baumarten und ihrer Zusammensetzung reichen weit zurück. Während der späten Neogen-Quartär-Phase, in den vergangenen 2,6 Millionen Jahren (siehe Kapitel 1.1), haben extreme Klimaveränderungen (z. B. Eiszeiten) für drastische Veränderungen in der europäischen Baumflora gesorgt. Es ist allgemein anerkannt, dass die Verteilung von Baumarten während dieser Glaziale im Vergleich zum aktuellen Interglazial deutlich geringer ausfiel. Das Mittelmeer in Südeuropa sowie die für Bäume eher widrigen Bedingungen im Norden Europas begrenzten das Vorkommen europäischer Baumarten der gemäßigten Zone während der Eiszeiten auf die iberische und italienische Halbinsel sowie die Balkanhalbinsel (Petit et al. 2003). Zahlreiche Prozesse und Faktoren haben zur heutigen Verbreitung und Abundanz der in Europa vorkommenden Baumarten geführt. Dennoch stimmt diese Verbreitung nicht zwingend mit dem potenziellen Ausbreitungsbereich überein, der auf den ökologischen Anforderungen und der Wettbewerbsfähigkeit der Arten basiert. Häufig jedoch spiegelt sie die Muster vergangener Eingriffe durch den Menschen wider (Keitt et al. 2001). Die Dynamik einer (erneuten) Besiedelung oder Invasion ist in hohem Maße artenspezifisch.

Der Prozess absichtlicher Einführungen von Pflanzenarten von einem geographischen Gebiet in ein anderes begann bereits vor Jahrtausenden im Mesolithikum und hält seither an.

Aus Pollenstudien ist bekannt, dass der Haselstrauch (*Corylus avellana* L.) die erste Baum- oder Strauchart der gemäßigten Zone war, die Mitteleuropa nach den späten Eiszeiten erreichte. Überraschend daran ist, dass dies vermutlich mit der Hilfe der mesolithischen Jäger und Sammler geschah, die den Strauch als Nahrungsquelle nutzten. Hinweise auf den menschlichen Einfluss auf diese frühe Migration des Haselstrauchs sind Haselnussschalen, die bei archäologischen Ausgrabungen von Feuerstellen gefunden wurden, obwohl es keine Berichte über das Vorkommen von Haselpollen in derselben Zeit gibt (Zagwijn 1994).

Die ersten und vorherrschenden treibenden Faktoren anthropogener Baumeinführung (Zagwijn 1994) waren Nahrung für Menschen und Vieh, wobei es später auch der Holzbedarf war. Auch wenn es hierbei um grundlegende menschliche Bedürfnisse geht, sollte die Rolle von Faktoren weniger materialistischer Natur wie menschliche Neugier und der ästhetische oder spirituelle Nutzen im Einführungsprozess neuer Baumarten nicht unterschätzt werden. Die kontinuierliche Ausweitung der Landwirtschaft, häufige Wanderbewegungen des Menschen, die Ausweitung des Handels, die Besiedlung neuer Gebiete, die Truppenbewegung in Kriegszeiten etc. sind bedeutende Vektoren in Bezug auf die Verbreitung von Baumarten (Culiță 2007).

Die postglaziale Wiederbesiedlung war noch im Gange, als die Etablierung der Handelsnetzwerke der Phönizier, Griechen und vor allem der Römer das Verbreitungsgebiet archäophytischer Baumarten wie des Bergahorns (*Acer pseudoplatanus* L.), der Edelkastanie (*Castanea sativa* Mill.) oder der Echten Walnuss (*Juglans regia* L.) rasant ausweitete. Während der Ausbreitung des Römischen Reiches kam dann der interkontinentale Transfer wertvoller Baumarten in Gang. Die Quitte (*Cydonia oblonga* Mill.) beispielsweise wurde von Zentralasien über Südwestasien nach Südosteuropa gebracht, wohingegen die Echte Mispel (*Mespilus germanica* L.) von den Assyrern vom Kauskasus in die Türkei gebracht wurde. Der Apfelbaum (*Malus pumila* Mill.) wurde über die Seidenstraße nach Europa eingeführt (Goudzwaard 2013).

Abb. 12: David Douglas begab sich in Kanada auf die Suche nach den Geheimnissen der Natur. Während einer seiner Expeditionen, als er Sämlinge der Douglasie sammelte, wurde er von einer Gruppe schwer bewaffneter Indianer umzingelt.

Ein weiteres bekanntes Beispiel einer archäophytischen Baumart ist die Edelkastanie: Diese Art hat für die Nahrung von Mensch und Tier eine besondere Rolle gespielt, ebenso als Quelle für Nutzholz. In prähistorischer Zeit nutzten Menschen die Früchte als Nahrung und das Holz zum Bau von Pfahlbauten (neolithische Holzbauten auf Pfählen, die an Seen in der Schweiz und Norditalien gebaut wurden), Kanus und Hütten. Die Edelkastanie wurde durch den Menschen zwischen dem Kaspischen und Schwarzen Meer um 900–700 v.Chr. (Adua 1998) angebaut. Von dort aus verbreitete sich der Anbau der Edelkastanie schnell nach Griechenland und erreichte von dort die Balkanregion. Wegen ihrer vielfältigen Nutzungsmöglichkeiten verstärkten die Griechen den Anbau und züchteten neue Varietäten. Auch die Römer erkannten das große Potenzial der Edelkastanie (z. B. Nutzen in der Gerberei, großes Wachstumspotenzial, leichtes Veredeln); sie züchteten neue Varietäten und verbreiteten den Anbau der Edelkastanie in Italien, Frankreich, Spanien, Portugal, Großbritannien und der Schweiz (Adua 1998).

Die Gründe für die Einführung neuer Baumarten nach Europa über das Mittelalter hinaus, zum Beispiel im 16. und 17. Jh., hatten weniger mit Nahrung oder Bauholz zu tun. Die Einführung von Baumarten in jener Zeit beruhte vor allem auf Neugier und wissenschaftlichem Interesse.

Abb. 13: Die erste von Jean Robin 1601 gepflanzte Gewöhnliche Robinie steht noch immer am Square René Viviani in Paris (Foto: B. Berman).

Dies führte im 17. Jh. zu einer den Naturwissenschaften zugewandten Welt. Vielfältige Waldökosysteme anderer gemäßigter Breiten weckten die Fantasie. Botaniker versuchten, sich eine vollständige Übersicht über existierende Arten zu verschaffen, sammelten und präsentierten diese in Herbarien und gründeten lebende Sammlungen in Form von Arboreten. Viele Arboreten und botanische Gärten wurden bereits im 16. Jh. gegründet. Die Europäer zogen in ihren Kolonien aus der Heimat bekannte Baum- und Pflanzenarten und zu Hause bereicherten sie ihre Gärten mit den neuen Arten aus den Kolonien. Die

älteste bekannte Einführung einer nordamerikanischen Baumart nach Europa geschah 1536 mit dem Abendländischen Lebensbaum (*Thuja occidentalis* L.) in Frankreich (Wein 1930). Im 17. Jh. wurden eingeführte Baumarten zum festen Bestandteil der neuen französischen Garten- und Parkkultur, die sich ab Mitte des 18. Jh. in ganz Europa verbreitete. Bereits im Jahr 1683 gab es die ursprünglich aus Südosteuropa stammende Gewöhnliche Rosskastanie (*Aesculus hippocastanum* L.) in Parks in Finnland (Ruotsalainen 2006). Das Interesse an den Pflanzen dieser Welt fand 1753 mit der Publikation des Werks *Species Plantarum* von Linnaeus seinen Höhepunkt.

Die Gewöhnliche Robinie (*Robinia pseudoacacia* L.) war die zweite aus Nordamerika nach Europa eingeführte Baumart (Keresztesi 1988). Die erste Gewöhnliche Robinie, die vom Botaniker Jean Robin 1601 gepflanzt wurde, existiert noch immer am Ufer der Seine im Zentrum von Paris. 1635 wurde diese Baumart an anderen Orten in Frankreich gepflanzt (Vor et al. 2015), 1646 in den Niederlanden (Buis 1985), 1672 in Deutschland (Vor et al. 2015) und zwischen 1710 und 1720 in Ungarn (Keresztesi 1983). Seit ihrer frühen Einführung hat sich die Robinie in Europa wie auch in anderen gemäßigten Zonen und im Mittelmeerraum ausgebreitet.

Die Einführung der Spätblühenden Traubenkirsche (*Prunus serotina* Erhr.), einer weiteren nordamerikanischen Art, nach Europa ereignete sich zwei Jahrzehnte nach der Einführung der Gewöhnlichen Robinie. Jean Robin beschreibt die Art im Enchiridion isagogicum aus dem Jahr 1623 unter dem Namen *Cerasus americana latifolia* (Buis 1985). Später wurde die Roteiche (*Quercus rubra* L.) 1691 in die Schweiz (Badoux 1932) und 1740 nach Deutschland eingeführt und hauptsächlich als Parkbaum angepflanzt (Göhre und Wagenknecht 1955).

Abb. 14: Handel mit Eicheln von Roteiche und Kastanien-Eiche (*Quercus montana* Willd.) Ende des 18. Jh. in Nordamerika (Burgsdorf von 1787). Deutscher Text: „Europen zur Bereicherung".

1705 brachte Lord Weymouth Sämlige der Strobe (*Pinus strobus* L.; auch Weymouthskiefer genannt) aus dem östlichen Teil Nordamerikas nach England (Maloy 1997), während die Douglasie (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) die erste, vor allem aus ästhetischen Gründen, nach Europa eingeführte Baumart aus dem westlichen Teil Nordamerikas war.

Sie gelangte 1827 nach Großbritannien (Troup 1932) und ca. 1830 nach Deutschland (Vor et al. 2015). Wenig später folgte 1830 die Einführung der Edeltanne (*Abies procera* Rehd.), 1832 die der Sitka-Fichte (*Picea sitchensis* (Bong.) Carrière) und 1833 die der Großen Küstentanne (*Abies grandis* (Douglas ex D.Don) Lindl.). Lawsons Scheinzypresse (*Chamaecyparis lawsoniana* (A. Murray) Parl.) und die Westamerikanische Hemlocktanne (*Tsuga heterophylla* (Raf.) Sarg.) wurden 1854 beziehungsweise 1851 eingeführt (Troup 1932). Die Silber-Akazie (*Acacia dealbata* Link), auch bekannt als Falsche Mimose, wurde ca. 1800 nach Europa eingeführt und im 19. Jh. an der französischen Mittelmeerküste vor allem wegen ihrer Blüte im Spätwinter weiträumig angepflanzt.

Abb. 15: Falsche Mimose oder Silber-Akazie: wegen ihrer gelben Blüte im Spätwinter in der Provence auch als „Königin des Winters“ bekannt (Foto: G. Pavaut).

Andere Pflanzenarten aus Ozeanien, wie etwa der Blaue Eukalyptus (*Eucalyptus globulus* Labill.), wurden erstmals 1804 nach Europa eingeführt (Penfold und Willis 1961). Als erste Art von forstwirtschaftlichem Interesse wurde die Japanische Lärche (*Larix kaempferi* (Lamb.) Carrière) 1893 nach Europa eingeführt (Troup 1932). Diese Lärchenart war jedoch nicht die erste aus Asien eingeführte Baumart. 1740 führte ein Jesuitenpater den Götterbaum (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle) aus China ein. Mit dieser Baumart sollte durch Züchtung des Götterbaum-Spinners (*Samia cynthia* Drury) auch in Europa hochwertige Seide produziert werden (Fotiadis et al. 2011).

Der Beginn der Industrialisierung in der zweiten Hälfte des 18. Jh. markiert den Beginn der modernen Forstwirtschaft.

Exkurs 4: Europäische Forstwissenschaft und Aufforstungen – Wesentliches kurz zusammengefasst

Der enorme Anstieg der europäischen Bevölkerung im Mittelalter führte zu regionaler Holzknappheit und folglich zur Entwaldung und Degradierung grossflächiger Waldgebiete. Abgesehen von der Abholzung für landwirtschaftliche Zwecke richteten Streunutzung und die verstärkte Nachfrage nach Brennholz der aufkommenden Industrie beträchtlichen Schaden in den Wäldern an. Insbesondere die frühe industrielle Produktion von Salz, Salpeter, Bier, Ziegeln, Kalk, Holzkohle, Glas, Eisen und Stahl benötigte große Mengen Holz (Radkau und Schäfer 1987, Schütz 1990). Dieser Raubbau an europäischen Wäldern hielt bis zu einer Phase der Aufforstung Ende des 19. Jh. an (Schütz 1990).

Während der Zeiten des Raubbaus bestanden nahezu keinerlei wissenschaftliche Erkenntnisse über die Wiederherstellung von Wäldern. Eine wissenschaftlich fundierte Forstwirtschaft gab es noch nicht. Erst aufgrund des Holzmangels im Bereich des Schiffs-, Minen- und Bergbaus wurden die Weichen für die eine geregelte europäische Waldbewirtschaftung gestellt – mit dem Buch „Sylva“ von Evelyn aus dem Jahr 1664, geschrieben für Marinebeauftragte in England. Mehrere Jahrzehnte später schrieb 1713 der Oberberghauptmann am Hof von Kursachsen in Freiberg von Carlowitz die *Sylvicultura oeconomica* (Radkau und Schäfer 1987). Sowohl Evelyn als auch von Carlowitz riefen zur Wiederherstellung der Wälder und zu einer auf den Zuwachs begrenzte – das heißt nachhaltige – Holzgewinnung auf.

Es wäre dennoch falsch, diese frühen wissenschaftlich basierten Äußerungen getrennt von der Vergangenheit zu betrachten. Es gibt Hinweise darauf, dass sie von Traditionen in Frankreich und Belgien inspiriert worden waren, wo das Wissen zur Bewirtschaftung von Eichenwäldern als Mittelwald oder Hochwald (*tire et aire*) Jahrhunderte zurückreicht (Vandekerkhove et al. 2016). Die ersten nachweislichen schriftlichen Konzepte zu „nachhaltigem Ertrag“ und „normalem Wald“ stammen aus dem Mittelalter. In der *Ordonnance de Brunoy* von Philip VI. von Frankreich (1346) heißt es, dass alle Förster bestehende Wälder und Waldgebiete beobachten und besuchen sowie angemessene Eingriffe vornehmen sollen mit dem Ziel, die Wälder und Waldgebiete langfristig in nachhaltig gutem Zustand zu halten (vgl. Lionnet und Peyron 2008).

In der ersten Generation der modernen Waldbewirtschaftung wurden Handbücher veröffentlicht wie der De l'Exploitation des Bois (Waldbewirtschaftung) von Duhamel du Monceau, 1764 auf Französisch erschienen, 1766 auf Deutsch, Bücher von Knoop (1790) in den Niederlanden, Hartig (1791) in Deutschland oder de Poederlé (1792) in Belgien. Dennoch dauerte es bis Ende des 18., Anfang des 19. Jh., zum Beginn einer akademischen Ausbildung im Bereich der Forstwirtschaft in Europa In Deutschland wurde die Forstakademie in Tharandt durch Cotta (1813) gegündet, welche auch viele internationale Studenten aus dem Ausland anzog. In Nancy wurde 1824 die *École National des Eaux et Forêts* gegründet. Im 19. Jh. wurde das Waldbewirtschaftungskonzept maßgeblich von Georg Ludwig Hartig (1764–1833) in Norddeutschland und von Heinrich Cotta (1763–1844) in Süddeutschland geprägt. Hartig und Cotta gründeten ihre Modelle zur Wiederherstellung der Wälder basierend auf landwirtschaftlichen Grundsätzen, die zu dieser Zeit weithin anerkannt waren (Schütz 1990). Ab dieser Zeit war die Waldbewirtschaftung vorwiegend geprägt von monokulturellen Plantagen sehr produktiver Nadelhölzer und geerntet wurde meistens im Kahlschlagsverfahren. Dieses industrielle Modell sollte die Waldentwicklung in ganz Europa und darüber hinaus dominieren.

Die industrielle Entwicklung begünstigte die Umstellung von Laubwäldern auf produktivere Pflanzungen aus Nadelhölzern, um der Nachfrage nach standardisierten Waren gerecht zu werden. Der lokale Holzmangel und die sich verändernde Nachfrage auf den Holzmärkten, wurden als politische Begründung angeführt, um einen entsprechenden Wandel in der Waldbewirtschaftung herbeizuführen (Grewe 2004). Der große Durchbruch bei der Wieder-

herstellung grossflächiger Waldgebiete gelang letztlich durch die industrielle Förderung des Steinkohlebergbaus. Dies sorgte für einen drastischen Nachfragerückgang des Bedarfs an Brennholz, wodurch auch lokale Widerstände gegen die Waldüberführungen von Nieder- und Mittelwald in Hochwald eingedämmt werden konnte (Schütz 1999).

Mit der Entwicklung der modernen Forstwirtschaft und der Anwendung strenger Aufforstungsmaßnahmen nach einer langen Phase der Übernutzung wurden Laub- und Nadelbäume in großem Umfang gepflanzt. Eingeführte Baumarten waren nicht mehr allein von dendrologischem Interesse, sondern spielten eine wirtschaftlich bedeutende Rolle. Seit Mitte des 18. Jh. wurde die Gewöhnliche Robinie zunehmend in Europa angepflanzt: in den meisten Fällen zunächst als Niederwald für Brennholz, Weinbau und als Bienenweide, später vorwiegend zu forstwirtschaftlichen Zwecken (Vor et al. 2015). Dabei wurde die Art vorwiegend in Monokulturen in Osteuropa angepflanzt. Zeitgleich mit der Ausbreitung der Robinie gibt es auch erstmalig eine forstwirtschaftliche Nutzung der Roteiche in Mitteleuropa (Göhre und Wagenknecht 1955). In Südeuropa wurden mit Blauem Eukalyptus die ersten Plantagen 1863 in Portugal (Cortés y Morales 1883) und 1874 in Spanien (Penfold und Willis 1961) angelegt.

Großflächige Plantagen eingeführter Baumarten entstanden zunächst auf Initiative innovativer Landbesitzer und neugieriger Wissenschaftler. Die Erfahrungen mit neuen Baumarten, die man zunächst in Parks gesammelt hatte, wurden dann auch in Wäldern angewendet. Deutschland nahm dankeines mittlerweile umfangreichen forstlichen Fachwissens eine führende Rolle in der Weiterentwicklung zum Anbau nichtheimischer Baumarten ein. Eine sehr bekannte frühe Aufforstungsfläche nordamerikanischer Baumarten gibt es in Harbke, Sachsen-Anhalt (Du Roi 1771). Hier erkannte von Burgsdorff die Bedeutung dieser ersten Plantage nordamerikanischer Baumarten und publizierte seine Erfahrungen (Burgsdorf von 1787). Darüber hinaus beschrieb der Dendrologe von Wangenheim 1781 die eingeführten Baumarten als relevant für Pflanzungen in Deutschland (Wangenheim von 1781).

Seit Ende des 19. Jh. wurde die Wiederherstellung der Wälder und die umfangreiche Pflanzung eingeführter Baumarten in vielen europäischen Ländern staatlich organisiert. Die Einführung von Baumarten kurbelte die europäische Forschung zu Waldökologie und Forstwirtschaft erheblich an. 1871 beispielsweise wurde die erste forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt in Deutschland gegründet. Eines der Hauptforschungsziele war es, die Einführung nordamerikanischer und japanischer Baumarten in größerem Rahmen zu testen. Von Bismarck formulierte 1880 in Preußen die Frage, ob und inwieweit es möglich sei, die Waldflora durch den Anbau gebietsfremder Arten zu bereichern (vgl. Schwappach 1907). 1881 begann die preußische Staatsforstorganisation mit Anbauversuchen von drei exotischen Baumarten. Andere Länder folgten diesem Beispiel. Der belgische Landwirtschaftsminister entschied 1897, dass in bewaldeten Gebieten Forschung zur Eignung eingeführter Baumarten mit schnellem Wachstum und hoher Produktivität erforderlich war, um die Ertragskraft der Wälder zu steigern (Rouffignon 1899). Daraufhin wurde zwischen 1890 und 1914 ein landesweites Netzwerk aus 23 Waldarboreten (bestehend aus bestandsbildenden Kulturen und nicht aus einzelstammweiser Pflanzung wie sie in botanischen Arboreten üblich waren) gegründet, um das Wachstum eingeführter Baumarten und deren Reaktion auf forstwirtschaftliche Maßnahmen über ein größeres Standortsspektrum hinweg zu vergleichen (Delevoy and Galoux 1949). In Frankreich unterstützte die „Société Nationale d'Acclimatation" die Anpflanzung eingeführter Baumarten für die Holzproduktion (Naudin et al. 1887).

Der Umfang dieser im 19. Jh. begründeten Neuanpflanzungen blieb jedoch begrenzt. Die Bestandsaufnahme des königlichen preußischen Försters Wilhelm Weise 1882 zeigt, dass die Zahl der Pflanzungen eingeführter Baumarten in den rheinisch-preußischen Gebieten noch sehr gering war. Es gab zehn Stroben-Plantagen, die Douglasie hingegen wurde nur in einem Wald gepflanzt (zusätzlich zu mehreren Stadtgärten). Die größten Pflanzungen von Roteichen im Königreich Preußen fanden im Saargebiet statt auf einer Fläche von etwa 100 ha (Weise 1882). Der Fokus lag vorwiegend auf experimentellem Anbau, wobei damals die vielversprechendsten eingeführten Baumarten wie Douglasie, Japanische Lärche, Roteiche, Spätblühende Traubenkirsche, Sitka-Fichte, Strobe, Schwarznuss (*Juglans nigra* L.), Schuppenrinden-Hickorynuss (*Carya ovata* Mill.) und Große Küstentanne (Schwappach 1918) erforscht wurden.

Einige der eingeführten Baumarten wurden nie in Wäldern gepflanzt oder erwiesen sich als ungeeignet für die Holzproduktion. Letzteres gilt beispielsweise für den Eschenahorn (*Acer negundo* L.), den Götterbaum, die Grün-Esche (*Fraxinus pennsylvanica* Marshall; auch bekannt als Rot-Esche), die Amerikanische Gleditschie (*Gleditsia triacanthos* L.) und den Essigbaum (*Rhus typhina* L.) (Vor et al. 2015).

Die eingeführten Baumarten, die heute häufig in europäischen Wäldern vorkommen, sind genau jene, die im 20. Jh. für die Wiederaufforstung genutzt wurden.

In Südeuropa wurden für die Wiederaufforstung im 20. Jh. vor allem Silber-Akazie (*Acacia dealbata* Link), Schwarzholz-Akazie (*Acacia melanoxylon* R. Br.), Sydney-Gold-Akazie (*Acacia longifolia* (Andr.) Willd.) sowie Blauer und Roter Eukalyptus (*Eucalyptus camaldulensis* Dehnh.) genutzt. Der Götterbaum wurde in Ungarn, Tschechien sowie in Südosteuropa (Kowarik und Säumel 2007) für Wiederaufforstungszwecke angepflanzt und genutzt. In Mitteleuropa und Nordeuropa ist die Douglasie die am häufigsten für forstwirtschaftliche Zwecke gepflanzte eingeführte Baumart. In Deutschland beispielsweise wächst diese Art auf derzeit ca. 217 600 ha. Das entspricht 2,0 % der gesamten Waldfläche (Vor et al. 2015). Die zweit- und dritthäufigste eingeführte Baumart in Deutschland ist die Japanische Lärche auf 0,67 % und die Roteiche auf 0,4 % der Waldfläche (Vor et al. 2015). Die Roteiche ist in West-, Mittel-, Süd- und Südosteuropa weit verbreitet und am stärksten in Deutschland, Frankreich, Belgien und den Niederlanden vertreten (Vor et al. 2015). Ebenfalls in weiten Teilen Europas vertreten ist die Robinie, vor allem im Süden und Osten. In Ungarn macht die Robinie 23 % der Waldfläche aus; das entspricht einer Fläche von 415 000 ha (Rédei et al. 2012).

Der am häufigsten gepflanzte Baum aus der Gattung Abies ist die Weißtanne (*Abies alba* Mill.). Aber auch die Große Küstentanne und in etwas geringerem Maße die Edeltanne und Balsamtanne (*Abies balsamea* (L.) Mill.) wurden kultiviert (Vor et al. 2015). Die einzige nichteuropäische Kiefernart, die in großem Maße gepflanzt wurde, ist die Strobe. Ihr Anbaugebiet ist jedoch wegen des Befalls mit Nadelrost geschrumpft (Vor et al. 2015). Die Banks-Kiefer (*Pinus banksiana* Lamb.) und Küstenkiefer (*Pinus contorta* Douglas ex Loudon) wurden in einzelnen Teilen Europas gepflanzt. In Großbritannien und Irland ist die Sitka-Fichte die wichtigste eingeführte Art für Plantagen (Quine and Humphrey 2010). Auch die Japanische Lärche wurde als nützliche Art für Primäraufforstungen auf besserem Heideland der britischen Inseln verwendet (vgl. Tropu 1932).

Bei Wiederaufforstungen im 20. Jh. wurde die Spätblühende Traubenkirsche gemeinsam mit der Hänge-Birke (*Betula pendula* Roth) und der Grau-Erle (*Alnus incana* (L.) Moench) auf Sandböden in Nordwesteuropa angepflanzt. Tatsächlich war auf diesen eher kargen Böden die Spätblühende Traubenkirsche der am häufigsten gepflanzte Laubbaum nach den 1920er-Jahren. Erstmalige waldbauliche Verwendung fand die Spätblühende Traubenkirsche vorwiegend in gemischten Laubholzbeständen. Zu diesem Zweck wurde sie 1898 in den Niederlanden von van Schermbeek gepflanzt (Bakker 1963). In Belgien wurde diese Art in der ersten Hälfte des 20. Jh. bei der Wiederaufforstung auf Treibsandböden oder in Heidelandschaften zur Verbesserung des Bodens verwendet (Masson 1920).

In Deutschland erreichte die Wiederaufforstung nach dem Zweiten Weltkrieg ihren Höhepunkt. Zwischen 1950 und 1980 wurden in Deutschland hunderttausende Hektar aufgeforstet. Auf den sandigen Böden in Norddeutschland wurden vorwiegend Waldkiefern und Japanische Lärchen gepflanzt. Die Spätblühende Traubenkirsche war Teil des sogenannten klassischen Bepflanzungsplans (Starfinger et al. 2003). Daher überrascht es nicht, dass die Spätblühende Traubenkirsche heutzutage großflächig auf dem Sandgürtel von Belgien und den Niederlanden über das Norddeutsche Tiefland bis nach Polen und Ungarn zu finden ist (Sitzia et al. 2016).

Abb. 16: 125 Jahre alte Spätblühende Traubenkirsche nahe Aachen, gepflanzt von Adam Schwappach (Foto: B. Nyssen).

Es folgen vier Hauptaussagen, die sich auf den historischen Überblick zur Einführung von Baumarten nach Europa beziehen.

1. Die Einführung neuer Baumarten wurde schon immer durch die Bedürfnisse des Menschen vorangetrieben, zumindest seit dem Mesolithikum (ca. 10 000 bis 5 000 v. Chr.). Die aktive Einführung von Baumarten hat mit steigender Landnutzung des Menschen die Zusammensetzung europäischer Wälder stark geprägt.

2. Grund für die frühesten Einführungen war vor allem die Schaffung verlässlicher Nahrungsquellen. Der Haselstrauch ist das älteste Beispiel, aber auch die Eiche, die Edelkastanie und die Rotbuche haben sich aus diesem Grund nach Norden hin ausgebreitet. Die Einführung neuer Baumarten aus der neuen Welt wurde aber massgeblich von der Neugier der Menschen begünstigt, allen voran Botanikern; sie wurden überwiegend zur Zierde oder aus ästhetischen Gründen eingeführt.

3. Wegen der wachsenden Nachfrage nach Holz während der Industrialisierung Europas wurde im 19. und 20. Jh. ein großer Teil der europäischen Waldfläche in Bestand und Qualität verbessert. Diese Wiederherstellung von durch Übernutzung beanspruchten Wäldern sowie die Aufforstung von Brachflächen beschleunigten die Verwendung eingeführter Baumarten. Seit dem 19. Jh. sind eingeführte Baumarten Teil moderner Forstplantagen geworden, die aus sozioökologischer Sicht eng mit der Entwicklung des kapitalistischen Wirtschaftskonzepts verbunden waren.

4. Angesichts der gegenwärtigen Notwendigkeit, dass Waldökosysteme sich an eine relativ schnell verändernde Umwelt anpassen müssen, brauchen eingeführte Baumarten in Waldökosystemen eine klare definierte Rolle und Position. In einer solchen Realität sind Naturwälder in weiten Teilen Europas eine hypothetische Situation von geringem praktischen Nutzen (mehr dazu in Kap. 3.6). Die bereits eingebürgerten eingeführten Baumarten könnten zumindest teilweise sehr gut in die aktuelle Waldbewirtschaftung integriert werden (Sitzia et al. 2016).

Die Frage, ob eine Wiederherstellung degradierter Wälder und die Aufforstung in Europa auch ohne jene Arten möglich gewesen wären, ist hypothetisch. Wichtiger hingegen ist es, die Rolle dieser eingeführten Arten in der heutigen naturnahen Waldbewirtschaftung, die adaptiv und integrativ ausgerichtet ist, zu analysieren.

Exkurs 5: Die Dominanz von Monokulturen, Nadelbäumen und Kahlschlag wurde von Beginn an von den Verfechtern einer naturnahen Waldbewirtschaftung – ein heute allgemein anerkanntes Konzept – kritisiert.

Wilhelm Pfeil (1783–1859) war der erste Forstwissenschaftler, der versuchte, die Forstwirtschaft von diesen dogmatischen Prinzipien zu befreien, indem er jegliche Verallgemeinerung forstwirtschaftlicher Maße ablehnte. Der große Wandel in der Forstnutzung kam jedoch erst um 1880, als Karl Geyer, Professor für Forstwissenschaft an der Universität Freiburg, die naturnahe Forstwirtschaft auf dem Konzept des gemischten, ungleichaltrigen Waldes mit natürlicher Verjüngung begründete. Es gab nur wenige weitere Forschungen und Publikationen zum naturnahen Bewirtschaftungskonzept; der Großteil der Aufforstungen im 20. Jh. folgte nach wie vor den zweckmäßigen Pflanzungsprinzipien.

Erst seit den 1970er-Jahren hat sich diese Situation gewandelt. Seit dieser Zeit haben sich ökologische und multifunktionale Formen der Waldbewirtschaftung herauskristallisiert. Sie sorgen für gut strukturierte Wälder, die widerstandsfähig gegenüber der Dominanz eingeführter Arten sind und mithilfe eines naturnahen Konzepts die Integration eingeführter Baumarten in Waldökosysteme ermöglichen.

Literaturverzeichnis

Adua, M. 1998. *ADUA, M. The sweet chestnut throughout history from the Miocene to the third millennium. In: II International Symposium on Chestnut 494: 29-36.*

Badoux, H. 1932. *Les essences forestières exotiques en Suisse.*

Bakker, J. (1963). *De ontwikkelingsgeschiedenis van Prunus serotina Ehrh. Nederland. Nederlands Bosbouwkundig Tijdschrift 35: 201-206.*

Buis, J. 1985. *Historia forestis. HES Uitg., Wageningen.*

Burgsdorf von, F. A. L. 1787. *Versuch einer vollständigen Geschichte vorzüglicher Holzarten in systematischen Abhandlungen zur Erweiterung der Naturkunde und Forsthaushaltungs-Wissenschaft. Zweyter Theil die einheimischen und fremden Eichenarten. Erster Band. Physikalische Geschichte, Berlin.*

Cortés y Morales, B. 1883. *Manual del cultivo del eucalipto gigantesco y de su superioridad para el arbolado. M.P. Montoya y Compañia, Madrid.*

Culiță, S. 2007. *Considerations regarding the alien plants from Moldavian flora (Romania), deliberately introduced by man. Journal of Plant Development.*

Delevoy, G., und Galoux, A.1949. *Les arboretums de l'administration des eaux et forêts. Station de recherches de Groenendaal.*

Du Roi, J. P. 1771. *Die harbkesche wilde Baumzucht: theils nordamerikanischer und anderer fremder, theils einheimischer Bäume, Sträucher und strauchartiger Pflanzen, nach den Kennzeichen der Anzucht, den Eigenschaften und der Benutzung beschrieben (Bd.2). Fürstl. Waisenhaus-Buchhandlung.*

Göhre, K., und Wagenknecht E. 1955. *Die Roteiche und ihr Holz. Deutscher Bauernverlag Berlin.*

Goudzwaard, L. 2013. *Loofbomen in Nederland en Vlaanderen: soorten en hybriden. KNNV.*

Grewe, B. S. 2004. *Der versperrte Wald: Ressourcenmangel in der bayerischen Pfalz (1814-1870). Böhlau Verlag Köln Weimar.*

Keitt, T. H., Lewis, M. A. und Holt, R. D. 2001. *Allee effects, invasion pinning, and species' borders. The American Naturalist 157: 203-216.*

Keresztesi, B. 1983. *Breeding and cultivation of black locust, Robinia pseudoacacia, in Hungary. Forest ecology and management 6: 217-244.*

Keresztesi, B. 1988. *The black locust. Akadémiai Kiadó.*

Kowarik, I., und Säumel, I. 2007. *Biological flora of central Europe: Ailanthus altissima (Mill.) swingle. Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics 8: 207-237.*

Lionnet, M.-J., und Peyron, J.-L. 2008. *European Silviculture and the Education of Gifford Pinchot in Nancy. Seite 30-38 in V. Alaric Sample und S. Anderson, Hrsg. Common Goals for Sustainable Forest Management: Divergence and Reconvergence of American and European Forestry. Forest History Society, Durham NC and Pinchot Institute for Conservation, Washington DC.*

Maloy, O. C. 1997. *White pine blister rust control in North America: a case history. Annual review of phytopathology 35: 87-109.*

Masson, J. 1920. *Chronique forestière. Bulletin de la Société Centrale Forestière de Belgique 27: 384-386.*

Naudin, C., von Mueller F., und Mueller F. J. H. 1887. *Manuel de l'acclimateur: ou, Choix de plantes recommandées pour l'agriculture, l'industrie et la médecine, et adaptées aux divers climate de l'Europe et des pays tropicaux. Société d'acclimatation.*

Penfold, A., und Willis, J. 1961. *The eucalyptus. New York: Interscience.*

Petit, R. J., Aguinagalde, I., de Beaulieu, J.-L., Bittkau, C., Brewer, S., Cheddadi, R., Ennos, R., Fineschi, S., Grivet, D. und Lascoux, M. 2003. *Glacial refugia: hotspots but not melting pots of genetic diversity. Science 300: 1563-1565.*

Quine, C. P., und Humphrey, J. W. 2010. *Plantations of exotic tree species in Britain: irrelevant for biodiversity or novel habitat for native species? Biodiversity and Conservation 19: 1503-1512.*

Radkau, J., und Schäfer, I. 1987. *Holz - Ein Naturstoff in der Technikgeschichte. Rororo, 7728: Kulturgeschichte der Naturwissenschaften und der Technik. Rowohlt;*

Rédei, K., Csiha, I., Keserű, Z., Kamandiné Végh, Á. und Győri, J. 2012. *The silviculture of black locust (Robinia pseudoacacia L.) in Hungary: a review. SEEFOR (South-east European forestry) 2: 101-107.*

Rouffignon. 1899. *Une visite du parc du domaine de la guerre à Beverloo. Bulletin de la Société Centrale Forestière de Belgique 6: 294-299.*

Ruotsalainen, S. 2006. *Tree species experiments at the northern timberline region in Finland. Eurasian Journal of Forest Research 9: 51-60.*

Schütz, J.-P. 1990. *Sylviculture 1: Principes d'éducation des forêts. PPUR presses polytechniques.*

Schütz, J.-P. 1999. *Naturnaher Waldbau: gestern, heute, morgen. Near-Natural Silviculture: Past, Present and Future. Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen 150: 478-483.*

Schwappach, A. 1907. *Über die wichtigsten für deutsche Forsten geeigneten Laubholzarten. Mitteilungen der Deutschen Dendrologischen Gesellschaft 16.*

Schwappach, A. F. 1918. *Forstwissenschaft. GJ Göschen.*

Schwerin von, F. 1906. *Prunus serotina Ehrhardt. Mitteilungen der Deutschen Dendrologischen Gesellschaft 15: 1–3*

Sitzia, T., Campagnaro, T., Kowarik, I., und Trentanovi, G. 2016. *Using forest management to control invasive alien species: helping implement the new European regulation on invasive alien species. Biological invasions 18: 1-7.*

Starfinger, U., Kowarik, I., Rode, M. und Schepker H. 2003. *From desirable ornamental plant to pest to accepted addition to the flora?–the perception of an alien tree species through the centuries. Biological invasions 5: 323-335.*

Troup, R. S. 1932. *Exotic forest trees in the British Empire.*

Vandekerkhove, K., Baeté, H., Van Der Aa, B., De Keersmaeker, L., Thomaes, A., Leyman, A. und Verheyen, K. 2016. *500 years of coppice-with-standards management in Meerdaal Forest (Central Belgium). iForest-Biogeosciences and Forestry: 543.*

Vor, T., Bolte, A., Spellmann, H. und Ammer, C. 2015. *Potenziale und Risiken eingeführter Baumarten. Göttinger Forstwissenschaften Bd. 7: 296.*

Wangenheim von, F. A. J. 1781. *Beschreibung einiger nordamericanischen Holz-und Buscharten, mit Anwendung auf teutsche Forsten. JC Dieterich.*

Wein, K. 1930. *Die erste Einführung nordamerikanischer Gehölze in Europa. Mitteilungen der Deutschen Dendrologischen Gesellschaft 42: 137-163.*

Weise, W. 1882. *Das Vorkommen gewisser fremdländischer Holzarten in Deutschland: nach amtlichen Erhebungen mitgetheilt.*

Zagwijn, W. 1994. *Reconstruction of climate change during the Holocene in western and central Europe based on pollen records of indicator species. Vegetation History and Archaeobotany 3: 65-88.*

Abb. 17: Geschützte Robinienbestände zur Entwicklung städtischer Waldgebiete im städtischen Naturschutzgebiet Natur-Park Südgelände, Berlin (Foto: Ingo Kowarik).

2 Von eingeführt zu invasiv – Merkmale der Invasivität

Der zweite Teil beschäftigt sich mit Aspekten, die beim Umgang mit eingeführten wie auch invasiven Baumarten berücksichtigt werden sollten. Der Frage, inwiefern die Kultur bzw. die Herkunft Meinungen zu eingeführten Arten prägt, geht das Kapitel 2.1 „Strangers in Paradise – Über den Einfluss der Kultur auf die Haltung gegenüber eingeführten Arten“ nach. Es werden sich verändernde Sichtweisen hinsichtlich eingeführter Arten diskutiert, und es wird die Frage untersucht, inwiefern die invasive Entwicklung einer Art vorhersagbar ist. In Weiteren Kapiteln geht es um Kriterien und Ursachen von invasivem Verhalten von Baumarten in Europa, da eingeführte Baumarten selten allein eingeführt werden, sondern auch Koinvasionen invasiver Baumarten und ihrer Mutualisten unter der Erde eine entscheidende Rolle spielen. Zum Schluss werden Erfahrungen aus Südafrika präsentiert, einem Land, das eine lange Geschichte im Umgang mit den Auswirkungen solcher Einführungen besitzt.

2.1 Strangers in Paradise – Über den Einfluss der Kultur auf die Haltung gegenüber eingeführten Arten
Uta Eser

2.2 Was sind die ausschlaggebenden Faktoren für die Invasivität von Baumarten in Mitteleuropa?
Petr Pyšek

2.3 Lässt sich vorhersagen, ob eine Art invasiv wird?
Tina Heger

2.4 Lob und Kritik – Die Wahrnehmung eingeführter Baumarten variiert und ändert sich mit der Zeit
Uwe Starfinger und Ingo Kowarik

2.5 Koinvasion invasiver Bäume und ihrer unterirdischen Mutualisten
Martin A. Nuñez, Nahuel Policelli und Romina D. Dimarco

2.6 Eingeführte Baumarten – Nutzen maximieren und Schäden gering halten: Lehren aus Südafrika
Brian W. van Wilgen

2.1 Strangers in Paradise Über den Einfluss der Kultur auf die Haltung gegenüber eingeführten Arten

Uta Eser

Beunruhigende Parallelen zwischen gesellschaftlichen und natürlichen Phänomenen sind Anlass für kritische Reflexion.

Migration ist momentan ein allgegenwärtiges und kontrovers diskutiertes Thema. Täglich erreichen uns Nachrichten über Flüchtlinge, die aus ihren Heimatländern fliehen und in Europa Schutz suchen. Herausforderungen und Chancen dieser Zuwanderung sind sowohl innerhalb als auch zwischen den europäischen Gesellschaften höchst umstritten. Während viele die Flüchtlinge willkommen heißen und ihre Integration und Einbürgerung unterstützen, reagieren andere mit Bedenken, manche sogar mit offener Fremdenfeindlichkeit. Skeptiker befürchten, dass die Zuwanderung negative Folgen für die Lebensqualität der einheimischen Bevölkerung haben könnte.

Vor diesem Hintergrund untersucht dieses Kapitel Parallelen zwischen dem soziokulturellen Diskurs über Zuwanderung und dem naturschutzfachlichen Diskurs über eingeführte Arten. Denn die Fragen, welche die Einführung von Baumarten aufwirft, sind denen, die durch Immigration aufgeworfen werden, sehr ähnlich:

- Können eingeführte Arten die heimische Flora bereichern?
- Werden sich die Neuankömmlinge an die bestehenden Gemeinschaften anpassen oder werden sie diese verändern oder vielleicht sogar dominieren?
- Wie viel Immigration kann eine Gemeinschaft vertragen, ohne ihre eigene wertgeschätzte Identität zu verlieren?

Viele Invasionsbiologen beklagen den emotionalen Charakter der Diskussion über eingeführte Arten und befürworten einen sachorientierten Ansatz. Einige fordern zu Recht und nachdrücklich zur Vorsicht bei der Verwendung von Begriffen wie „heimisch“, „Invasion“ und „fremd“ auf, um die Auslösung fremdenfeindlicher Reaktionen zu vermeiden (Binggeli 1994, Larsons 2005, zu Begriffsbestimmungen vgl. auch Kap. „Einleitung“). Um die Gründe für den leidenschaftlichen Diskurs über dieses kontroverse Thema besser zu verstehen, konzentriert sich dieses Kapitel ausdrücklich auf die emotionalen Aspekte der Auseinandersetzung mit eingeführten und invasiven Baumarten. Im Naturschutz hängen Entscheidungen nicht nur von Fakten ab, sondern berühren auch Werte und Normen, die tief in der individuellen, gesellschaftlichen und kulturellen Identität verwurzelt sind. Aus diesem Grund können sie starke Emotionen hervorrufen.

Um herauszufinden, wie sich wissenschaftliche Fakten, gesellschaftliche Werte und ethische Normen im Diskurs über eingeführte Arten miteinander vermischen, habe ich die

ökologische Literatur über biologische Invasionen sowie den historischen und kulturellen Hintergrund des Naturschutzes näher untersucht (Eser 1999). Diese Studie hat ergeben, dass sich in der Diskussion über die Einführung von Arten gesellschaftlich konstruierte Menschen- und Naturbilder widerspiegeln, die tief in individuellen, kulturellen und ethischen Werten verwurzelt sind.

Die Bewertung eingeführter Arten bedeutet stets auch eine Bewertung menschlichen Handelns. Ich stelle daher zunächst dar, dass in der Naturschutzliteratur ein negatives Menschenbild vorherrscht. Maßgeblich für das Verständnis des Diskurses über eingeführte Arten sind sodann drei verschiedene Bilder von der Natur: (1) Natur als Heimat, (2) Natur als „unberührte Schönheit" und (3) die „grausame" Natur. Ich werde aufzeigen, wie diese Bilder jeweils auf unterschiedliche Weise zur negativen Bewertung invasiver eingeführter Arten beitragen. In meinem Fazit plädiere ich für eine Ausweitung der Debatte. Es wäre zu einfach, die Kontroverse über die Einführung von Arten nur auf Fremdenfeindlichkeit zu reduzieren. Vielmehr spiegelt sie die Schwierigkeit der Moderne wider, mit Fremdheit und Veränderung umzugehen.

Die für eingeführte Arten gebräuchlichen, negativ besetzten Begriffe reflektieren eine misanthropische Tendenz innerhalb des Naturschutzes.

Eingeführte Arten sind definiert „als Arten, deren Anwesenheit in einem bestimmten Gebiet ein Ergebnis menschlichen Eingreifens ist" (siehe Tab. 3). Die Bewertung eingeführter Arten geht daher unweigerlich auch mit einer Beurteilung des menschlichen Handelns einher. In der ökologischen Literatur kann man zwischen den Zeilen herauslesen, welche Haltung der jeweilige Autor gegenüber dem Menschen und menschlichen Eingriffen einnimmt. In der Invasionsökologie ist diese Haltung in der Regel eher negativ, um nicht zu sagen menschenfeindlich. Schon Charles Elton, Begründer der Invasionsökologie, hat in seinem wegweisenden Buch *The Ecology of Invasions by Animals and Plants* ein negatives Bild der Menschheit gezeichnet:

> „The reason behind this, the worm in the rose, is quite simply the human population problem. The human race has been increasing like voles or giant snails and we have been introducing too many of ourselves into the wrong places." (Elton 1958:144).

Warren Wagner schlug in der Anthologie *Biological Pollution* ähnliche Töne an:

> „The species *Homo sapiens* itself is without question the super invader of all time." (Wagner 1993).

Auch der Umweltdiskurs ist von einer solchen verallgemeinernden Argumentation geprägt. Ohne Unterschiede zwischen verschiedenen individuellen, gesellschaftlichen oder kulturellen Lebensarten zur Kenntnis zu nehmen, erachten viele Freunde der Erde „den Menschen" als ein Problem für die Natur. Sie neigen zu einer Idealisierung der Natur („Die Natur weiß es am besten.") und stufen aus diesem Grund jedes menschliche Eingreifen in natürliche Prozesse per se als falsch ein.

Aus ethischer Perspektive ist eine solche Sichtweise allerdings fragwürdig. Im Gegensatz zu Wühlmäusen oder Schnecken folgt der Mensch nicht einfach nur seinen Instinkten. Obwohl Menschen nicht immer vernünftig handeln, sind sie in der Lage, ihr Handeln zu reflektieren, Konsequenzen zu erkennen und zu beurteilen und damit Verantwortung für ihr Handeln zu übernehmen – zumindest sollten sie dies tun. Eine rein biologische Sichtweise lässt diese besondere menschliche Dimension des Handelns völlig außer Acht. Menschen handeln aus bestimmten Gründen. Ob diese Gründe gut oder schlecht sind und ob die Konsequenzen erwünscht oder unerwünscht sind, ist eine Frage der Beurteilung, und eine vernünftige Beurteilung entspringt der Reflexion, nicht dem Instinkt.

Damit stellt die bloße Tatsache, dass die Anwesenheit einer Art in einem bestimmten Gebiet ein Ergebnis menschlichen Eingreifens ist, noch kein hinreichendes Kriterium dar, um sie als „schlecht" zu bewerten. „Natürlich" ist nicht gleichbedeutend mit „gut" und „menschlich bedingt" nicht gleichbedeutend mit „schlecht". Daher beziehen sich fallbasierte Bewertungen der Einführung von Arten nicht auf die Arten selbst, sondern auf Gründe und Folgen (z. B. Palmer und Larsen 2014). So können alternative Ansätze die Gründe für eine Einführung und deren Folgen unter Berücksichtigung aller möglichen Vorteile und Kosten bewerten (z. B. Aubin et. al. 2011).

Der Diskurs über eingeführte Arten bezieht sich auf drei unterschiedliche Bilder von Natur: die kultivierte Natur als Heimat des Menschen, die unberührte Natur als Inbegriff des moralisch Guten und die grausame Natur als Schauplatz des Kampfs ums Dasein.

Unter Umweltschützern gibt es eine gewisse Tendenz zur Idealisierung der Natur. Seit Aufkommen der Umweltschutzbewegung in den Siebzigerjahren setzen sich umweltbewusste Bürger und Wissenschaftler dafür ein, dass wir unsere modernen Lebensstile nachhaltiger gestalten. Viele sind der Ansicht, dass die Komplexität und Verwundbarkeit der Natur die Herrschaft des Menschen über die Natur einschränken, und zwar nicht nur faktisch, sondern auch moralisch. Vertreter einer „ökologischen" Ethik streben nach einer Überwindung des Anthropozentrismus und fordern, dass die Natur selbst Gegenstand ethischer Reflexion und Theorie werden sollte. Sie erwarten von der Natur selbst moralische Orientierung.

Nichtsdestotrotz ist die von den Umweltschützern aufgestellte Maxime, der Natur zu folgen, mit zwei Problemen konfrontiert. Erstens ist „natürlich" nicht gleichbedeutend mit „gut". Die Ableitung eines moralischen Sollens aus einem empirischen Sein gilt als naturalistischer Fehlschluss. Zweitens fungiert die Natur als Projektionsfläche für sämtliche Vorlieben und Ängste des Menschen. In der Natur sehen wir Kooperation ebenso wie Konkurrenz, finden Aggression ebenso wie Fürsorge und beobachten Kampf ebenso wie Flucht. Wenn wir versuchen, unser Leben an der Natur auszurichten, laufen wir Gefahr, die Natur nach unseren kulturell geprägten Normen und Werten zu interpretieren und diese Werte und Normen dann dadurch zu rechtfertigen, dass wir sie als natürlich deklarieren. Bei einer solchen zirkulären Begründung besteht das Risiko, dass gesellschaftlich konstruierte Werte bekräftigt werden, die eigentlich einer kritischen Betrachtung unterzogen werden sollten.

Viele Naturschützer sehen eingeführte Arten als Problem an. Um zu verstehen, was genau Natur für Naturschützer bedeutet, habe ich Literatur über biologische Invasionen

sprach- und diskurskritisch analysiert und dabei drei widersprüchliche Bilder von der Natur gefunden (siehe Tab. 3):

1. Kultivierte Natur als Heimat des Menschen
2. Unberührte Natur als Inbegriff des moralisch Guten
3. Grausame Natur als Schauplatz des Kampfs ums Dasein

Tab. 3: Drei Bilder von der Natur

Bild von der Natur	Kultivierte Natur	Unberührte Natur	Grausame Natur
Vertreten durch	Gärten, Kulturlandschaften	Urwälder	Dschungel
Leitidee	Harmonie zwischen Mensch und Natur	Natur ist gut, menschliche Eingriffe sind schlecht	Fressen und gefressen werden, kein Raum für Moral

Die Wahrnehmung eingeführter Arten mit invasivem Verhalten beruht auf diesen unterschiedlichen Bildern: Wer die kultivierte Natur als Heimat des Menschen wertschätzt, dem erscheinen eingeführte Arten als zu natürlich (im Sinne der Unkultiviertheit), um schützenswert zu sein. Für diejenigen, welche die unberührte Natur bewundern, sind eingeführte Arten dagegen nicht natürlich genug, um als wertvoll zu gelten, denn sie bedrohen ja die (Unberührtheit der) Natur. Für diejenigen schließlich, für die Natur ohnehin Schauplatz des Kampfs ums Dasein ist, stellt die Ausbreitung eingeführter Arten einen ganz natürlichen Vorgang und damit kein Problem dar. Diese drei Sichtwiesen werden im Folgenden erläutert.

Die anti-modernen Ursprünge des Naturschutzes betrachten kultivierte Natur als Heimat des Menschen. Eingeführte Arten beeinträchtigen die Einzigartigkeit dieser heimatlichen Natur.

Ein frühes Beispiel für die Projektion eines bestimmten Weltbilds auf die Natur stammt von Ernst Rudorff, dem Gründervater der deutschen Naturschutzbewegung. 1897 beklagte der konservative Traditionalist die „Verschandelung“ der Landschaften durch die Landesverkoppelung:

> „Was ist aus unserer schönen, herrlichen Heimat mit ihren malerischen Bergen, Strömen, Burgen und freundlichen Städten geworden [...]! Die [...] Verkoppelung überträgt das kahle Prinzip der geraden Linie und des Rechtecks so blind in die Wirklichkeit, dass eine Feldmark, über die das Unwetter dieser Regulierung dahingezogen ist, aussieht wie ein fleischgewordnes, nationalökonomisches Rechenexempel.“ (Rudorff 1926: 22).

Rudorffs Sorge galt nicht nur der Natur, sondern auch (oder vor allem) einer bestimmten Kultur, welche die von ihm geliebte Landschaft hervorgebracht hat. Er kritisierte die Zerstörung dieser traditionellen Kultur durch eine Moderne, deren einzige gültige Norm die Zweckrationalität sei. Dieses „kahle Prinzip“ gefährde die Einzigartigkeit der durch Tradition entstandenen Landschaften und Kulturen. Laut Rudorff war der Begriff „Heimat“ der Schlüssel zum Naturschutz.

Das Gegenteil von „Heimat“ war in dieser Tradition die Internationalisierung. Während die konservative Sicht regionale und nationale Unterschiede wertschätzt, betrachtet sie das moderne Ideal von Gleichheit und Gerechtigkeit als moralisch verwerfliche „Gleichmacherei“:

> „Wir arbeiten den Ideen eines heimatfremden Internationalismus mit unserer Gleichmacherei geradezu in die Hände. [...] Was gibt es auch an vaterländischen Gütern besonders zu schützen, wofür das Leben einzusetzen wäre, wenn jede Eigenart der Heimat in ihrem landschaftlich und geschichtlich gewordenen Charakter, jede Besonderheit in Wesen, Sitte und Erscheinung vertilgt wird?“ (Rudorff 1926: 76).

Im Rahmen einer solchen konservativen Weltanschauung sind historisch gewachsene Landschaften und Gewohnheiten gut, während die Verdrängung der Einzigartigkeit durch weltweite Uniformierung schlecht ist. In diesem Sinne wurde im Bericht des Congressional Office of Technology Assessment (OTA) über invasive Arten (1993) folgendes Worst-Case-Szenario beschrieben:

> „One place looks like the next and no one cares.“ (US-Kongress 1993).

Um Heimat für Menschen zu sein, muss Natur vertraut, traditionell, einzigartig und bodenständig sein. Eingeführte Arten gehören eindeutig nicht zu dieser Art von Natur. Sie sind fremd, modern, gewöhnlich und entwurzelt. Sie verlassen die Kulturflächen und verwildern. Im Gegensatz zu harmonischen Kulturlandschaften verkörpern sie die feindlichen Aspekte der Natur. Tabelle 4 stellt die gegensätzlichen Eigenschaften der Natur als Heimat und eingeführter Arten dar.

Tab. 4: Entgegengesetzte Eigenschaften der Heimat-Natur und eingeführter Arten

Eigenschaften der Natur als Heimat	Eigenschaften eingeführter Arten
vertraut	fremd
traditionell	modern
kultiviert	verwildert
einzigartig	gewöhnlich
bodenständig	entwurzelt
harmonisch	feindlich

In der Romantik gilt die Natur als ein Hort der Moral – eingeführte Arten widersprechen diesem Ideal durch ihr rücksichtsloses Verhalten.

Während die „Natur als Heimat“ das Ideal einer gelingenden Beziehung von Mensch und Natur darstellt, gilt die Romantiknatur als vom Menschen unberührt. Dieses Bild von der Natur ist extrem moralisch aufgeladen. In der Romantik erscheint die Natur als Hort der Tugend und Quelle der Moral. Die moralische Anziehungskraft der Natur gründet in ihrer Unberührtheit. Adalbert Stifter schreibt in seiner berühmten Novelle „Der Hochwald“:

> „[...] denn es liegt ein Anstand, ich möchte sagen ein Ausdruck von Tugend in dem von Menschenhänden noch nicht berührten Antlitz der Natur, dem sich die Seele beugen muss, als etwas Keuschem und Göttlichem.“ (Stifter 1841).

Die Attribute, die Stifter verwendet – nicht berührt, keusch, göttlich –, beziehen sich auf das zweite wichtige Bild von der Natur, der Natur als unberührte Schönheit. Der Verlust der Unberührtheit ist auch in Rudorffs Vorstellung von Heimat ein zentrales Thema. Er beklagt die „schamlose Prostitution der Natur“ und kritisiert die „überlaute Anpreisung landschaftlicher Reize“ durch den modernen Fremdenverkehr, da dies die sittliche Wirkung der unberührten Natur ruiniere: „Soll aber die Natur moralisch, d. h. reinigend und erhebend wirken, so muss sie vor allem selbst unentweihte, unverfälschte Natur geblieben sein.“ (Rudorff 1926: 74).

Die Metapher der Unberührtheit ist nicht auf die romantische Tradition des Naturschutzes beschränkt, sondern scheint auch in einem Konzept auf, mit dem Invasionsbiologen gesunde natürliche Gemeinschaften beschreiben: das Konzept der Integrität. Mit Integrität wird die Widerstandsfähigkeit natürlicher Pflanzengemeinschaften gegenüber der Invasion durch eindringende Arten bezeichnet. Nach Elton sind natürliche Gemeinschaften aufgrund ihrer langen Koevolution hochkomplex. Die vielschichtigen Wechselwirkungen (Konkurrenzkampf, Raub, Schmarotzertum) zwischen den Individuen verhindern, dass Neuankömmlinge (Individuen aus eingeführten Arten) sich etablieren können, da alle Nischen schon besetzt sind. Das System ist daher stabil und kann Eindringlingen standhalten. Voraussetzung für erfolgreiche Invasionen ist eine Störung, durch die dieser evolutionäre Schutzmechanismus gewaltsam destabilisiert wird.

Eingeführte Arten symbolisieren damit die „Entjungferung“ der Natur durch den Menschen dar. Sie zerstören die Illusion der Unberührtheit und sind Beweis dafür, dass das jeweilige Stück Natur nicht mehr unberührt ist, sondern durch menschliche Eingriffe entweiht und geschändet wurde. Während die unberührte Natur rein und sittsam ist, sind eingeführte Arten hemmungslos und triebhaft. Tabelle 5 listet einige Gegensätze zwischen der unberührten Natur und eingeführten Arten auf.

Tab. 5: Sich gegenseitig ausschließende Eigenschaften der unberührten Natur und der eingeführten Arten

Eigenschaften der unberührten Natur	Eigenschaften der eingeführten Arten
jungfräulich	invasiv
unberührt	störend
keusch	ungehemmt
tugendhaft	triebhaft
göttlich	menschlich
bedroht	bedrohlich
schutzbedürftig	gefährlich

Bislang habe ich zwei Gründe genannt, warum Naturschützer eingeführte Arten nur schwer akzeptieren können: Sie passen weder in die Vorstellung von einer heimatlichen Natur noch in diejenige von einer unberührten Natur. Welcher Art von Natur entsprechen sie also? Sie sind genau die Art von Natur, die in der romantischen Idealisierung verleugnet wird: Sie sind rücksichtslose Natur.

Evolutionsbiologen betrachten die Natur als Schauplatz des Kampfs ums Dasein. Als Symbole der grausamen Natur werden eingeführte Arten Kontrollmaßnahmen unterworfen.

Das Bild von Natur als Arena eines erbarmungslosen Kampfs ums Dasein steht im krassen Gegensatz zur romantischen Vorstellung von Natur als Symbol eines harmonisch geordneten, göttlichen Kosmos. 1798 veröffentlichte Thomas Malthus seine wegweisende Abhandlung *On the principle of population*, in der er das Leben als einen ständigen Kampf um Raum und Nahrung beschreibt. Während Adalbert Stifter von der Tugendhaftigkeit der Natur schwärmt, prangert der englische Dichter Alfred Tennyson die Grausamkeit der Natur an. In seinem Gedicht *In Memoriam A.H.H.* stellt er diese der Liebesfähigkeit gegenüber, die dem Menschen von Gott, seinem Schöpfer, gegeben wurde:

„Who trusted God was love indeed /
And love Creation‘s final law /
Tho‘ Nature, red in tooth and claw /
With ravine, shriek‘d against his creed“ (Tennyson 1994 [1851]).

Charles Darwins Theorie der Evolution durch natürliche Auslese und Richard Dawkins Metapher der egoistischen Gene reflektieren dieses Bild einer rücksichtlosen Natur.

Während Romantiker die Natur als harmonisches Gleichgewicht idealisieren, akzeptieren Anhänger einer grausamen Natur die Natur als inhuman und gnadenlos. Aus evolutionstheoretischer Sicht ist Natur nicht konstant, sondern einem ständigen Wandel unterworfen. Daher können Ausbreitung und Etablierung neuer Arten als ganz natürliche

Phänomene betrachtet werden. „Der gegenwärtige Zustand, oder jener, der kurz vorher gegeben war, ist durch nichts als der bessere oder der beste aller möglichen Naturzustände ausgezeichnet. Im Gegenteil: Die Natur ist dynamisch, nicht statisch, und die Arten, die in einem Gebiet leben, sind keineswegs so festgefügte Bausteine des Naturhaushalts, wie die Nischen eines Hauses, die oft als Bild benutzt werden." (Reichholf 1996: 87).

Aus Sicht des Naturschutzes gelten dagegen eingeführte Arten mit invasivem Charakter als unerwünscht. Sie passen weder in die heimatliche Natur noch in die unberührte Natur, sondern verkörpern eine grausame Natur, die kein moralisches Vorbild sein kann. In biologischen Abhandlungen über erfolgreiche Invasoren findet man viele Eigenschaften beschrieben, die denjenigen der abgelehnten grausamen Natur ähneln: Erfolgreiche Invasoren sind konkurrenzstark, sie tendieren zur Bildung von Dominanzbeständen, sie sind aggressiv und verdrängen andere, sie treten in Massen auf und sind kaum zu kontrollieren. Im Gegensatz hierzu streben kultivierte Menschen nach Kooperation, erwarten Integration, Höflichkeit und gegenseitige Rücksichtnahme und messen Individualität und Selbstkontrolle einen hohen Stellenwert bei.

Tab. 6: Gegensätzliche Eigenschaften von Kultur und grausamer Natur

Eigenschaften der Kultur	Eigenschaften grausamer Natur
Kooperation	Konkurrenzkampf
Integration	Dominanz
Höflichkeit	Aggressivität
Rücksichtnahme	Rücksichtslosigkeit
Individuum	Masse
Selbstkontrolle	Impulsivität

Die Gegenüberstellung in Tabelle 6 zeigt, dass eingeführte invasive Arten sich in einer Art und Weise verhalten, die kultivierte Menschen verachten. Sie eignen sich also nicht als moralisches Vorbild, sondern symbolisieren die Art von Natur, die unter Kontrolle gehalten werden muss. Man könnte sagen: Sie sind nicht human genug, um als wertvolle Natur zu gelten.

Diese psychologische Dimension des Problems wurde während eines Symposiums über eingeführte Pflanzenarten in Offenburg (1995) deutlich, bei dem die Bekämpfung invasiver Arten eines der Hauptthemen war. Einer der Teilnehmer beschrieb die wirksame Bekämpfung des Japan-Knöterichs (*Fallopia japonica* Houtt. Ronse Decr., nähere Informationen hierzu in Kapitel 3.8.) als unmöglich. Um angemessene Worte ringend, konstatiert er schließlich, diese Pflanze sei einfach „unglaublich potent". Dieses Unbehagen gegenüber der beeindruckenden Wuchskraft des Japan-Knöterichs scheint mir ein Schlüssel, um die negativen Gefühle gegenüber eingeführten und invasiven Arten zu verstehen.

Die Konstruktion von Fremdheit ist die Kehrseite der Konstruktion des modernen Selbst. Eigenschaften, die diesem Ideal nicht entsprechen, werden auf Andere projiziert.

Zum Wohle der Gemeinschaft lernen Menschen, bestimmte Aspekte ihrer menschlichen Natur zu unterdrücken: Egoismus, instinktives Verhalten, Aggression usw. In seinem einflussreichen Buch *Das Unbehagen in der Kultur* beschreibt Sigmund Freud, welches Unbehagen der Zivilisationsprozess der Selbst-Beherrschung bereitet. Sich selbst beherrschen zu müssen, stellt für den Einzelnen eine schmerzhafte Anforderung dar. Max Horkheimer und Theodor Adorno finden drastische Worte für diesen Schmerz:

> „Furchtbares hat die Menschheit sich antun müssen bis das Selbst, der identische, zweckgerichtete, männliche Charakter des Menschen geschaffen war, und etwas davon wird immer noch in jeder Kindheit wiederholt.“ (Horkheimer und Adorno 2002 [1944]: 26).

Sozialpsychologische Studien erklären Rassismus und Sexismus in modernen Gesellschaften mit der Interpretation der „Anderen“ als Projektionsfläche für unsere eigene, oft nur mühsam unterdrückte Instinktnatur. Was das (männliche) Individuum an sich nicht akzeptieren oder integrieren kann, wird auf Andere projiziert. Historisch betrachtet waren solche „Anderen“ Natur, Frauen und Menschen anderer Kulturen. Uta von Winterfeld hat dieses Phänomen als „eine moderne Unfähigkeit zum Anderen“ (Winterfeld 2006) bezeichnet. Die Moderne kann das Andere nur eliminieren, unterwerfen oder assimilieren.

Invasive, eingeführte Arten sind also nicht einfach nur Fremde, sondern vielmehr ein Symbol für das Andere schlechthin. In diesem Sinne hat der Biologe James Brown Recht, wenn er schreibt:

> „There is a kind of irrational xenophobia about invading plants and animals that resembles the inherent fear and intolerance of foreign races, cultures, and religions.“ (Brown 1989: 105).

Ich hoffe gezeigt zu haben, dass solche Fremdenfeindlichkeit keineswegs naturgegeben, sondern kulturell hervorgebracht ist.

Invasive eingeführte Arten bilden eine Projektionsfläche für sämtliche Eigenschaften, die Menschen an sich selbst verachten.

Lassen Sie mich zusammenfassen, warum eingeführte Arten aus Sicht des Naturschutzes problematisch erscheinen:

Erstens wurzelt das Ideal des Naturschutzes in der Heimatschutzbewegung. Vor diesem historischen Hintergrund werden eingeführte Arten als Fremde wahrgenommen, die nicht zur traditionellen Landschaft gehören. Als Fremde entsprechen sie nicht dem Bild heimatlicher Natur.

Zweitens sind eingeführte Arten per definition ein Beweis für Eingriffe des Menschen. Damit zerstören sie die Illusion von Reinheit und Vollkommenheit, die für die Wertschätzung unberührter Natur ausschlaggebend ist. Wenn nur die jungfräuliche Natur als wertvoll gilt, sind eingeführte Arten nicht nur wertlos. Schlimmer noch: sie gefährden den Wert der „natürlichen" Natur.

Drittens stehen eingeführte Arten für Eigenschaften der Natur, die im Ideal des Naturschutzes nicht wertgeschätzt werden. Ihre Vitalität, Wuchskraft, massive Verbreitung und ihr massenhaftes Auftreten entsprechen dem Bild einer grausamen Natur. Diese Art von Natur wird normalerweise durch Kulturmaßnahmen eingedämmt. Invasive eingeführte Arten haben es jedoch geschafft, der Kultur zu entkommen. Sie sind Gärten entflohen und in die (wertvolle) unberührte Natur des umliegenden (wertvollen) Kulturlands eingedrungen. Dies ist der Grund für heftige Emotionen.

Im Hinblick auf eingeführte Arten kann daher nicht einfach Fremdenfeindlichkeit als Parallele zu gesellschaftlichen Prozessen angeführt werden. Naturschützer lehnen eingeführte Arten nicht nur deshalb ab, weil sie fremd sind: Ein wesentlicher kultureller Grund für die Ablehnung invasiver, nichtheimischer Arten besteht darin, dass sie eine Projektionsfläche für all jene Eigenschaften darstellen, die wir an uns selbst verachten und daher stellvertretend in der Außenwelt bekämpfen.

Literaturverzeichnis

Aubin, I., Garbe, C.M., Colombo, S., Drever, C.R., McKenney, D.W., Messier, C., Pedlar, J., Saner, M.A., Venier, L., Wellstead, A.M., Winder, R., Witten, E. und Ste-Marie, C. 2011. *Why we disagree about assisted migration: Ethical implications of a key debate regarding the future of Canada's forests. The Forestry Chronicle. 87(6): 755-765. doi:10.5558/tfc2011-092*

Binggeli, P. 1994. *Misuse of terminology und anthropomorphic concepts in the description of introduced species. Bulletin of the British Ecological Society. 25(1): 10–13.*

Brown, J.H. 1989. *Patterns, modes and extents of invasions by vertebrates. In: Drake, J.A., Mooney, H.A., Di Castri, F., Groves, R.H., Kruger, F.J., Rejmánek, M. und Williamson, M. (Hrsg.) Biological Invasions. A Global Perspective. Chichester, New York, Brisbane. S. 85–109.*

Elton, C.S. 1958. *The ecology of invasions by animals and plants. Methuen, London. 189 S.*

Eser, U. 1999. *Der Naturschutz und das Fremde. Ökologische und normative Grundlagen der Umweltethik. Campus, Frankfurt, 266 S.*

Freud, S. 2002. *Civilization and its discontents [Deutsches Orig. 1930], Penguin, London. 103 S.*

Horkheimer, M. und Adorno, T. 1969. *Dialektik der Aufklärung. Philosophische Fragmente, Frankfurt/M.. 275 S.*

Palmer, C. und Larsen, B.M.H. 2014. *Should we move the Whitebark Pine? Assisted migration, ethics and global environmental change. Environmental Values. 23: 641-662. doi:10.3197/096327114X13947900181833.*

Larson, B. 2005. *The war of the roses: demilitarizing invasion biology. Frontiers in Ecology and the Environment 3 (9): 495–500. doi:10.1890/1540-9295(2005)003[0495:TWOTRD]2.0.CO;2*

Reichholf, J. H. 1996. *Wie problematisch sind Neozoen wirklich? In: Akademie für Natur und Umweltschutz (ed). Neophyten, Neozoen-Gefahr für die heimische Natur? Tagungsdokumentationen der Fachtagungen am 6./7.9.1994 in Offenburg und am 9./10.5.1995 in Fellbach. Stuttgart. S. 86–90*

Rudorff, E. 1926. *Heimatschutz (Orig. 1897), Hugo Behrmüller, Berlin-Lichterfelde. 119 S.*

Stifter, A. 1959. *Der Hochwald (1841). Gesammelte Werke in sechs Bänden, Band 1. Insel, Wiesbaden.*

Tennyson, A.T. 1994. *The works of Alfred Lord Tennyson. With an introduction and bibliography. The Wordsworth poetry library, Wordsworth. 628 S.*

US Congress, Office of Technology Assessment (OTA) 1993. *Harmful non-indigenous species in the United States. US Government Printing Office, Washington, D.C. 391 S.*

Wagner, W.H. 1993. *Problems with biotic invasives: a biologist's viewpoint. In: McKnight, B.N. (Hrsg.) Biological pollution. Indiana Academy of Science, Indianapolis. S. 1–8.*

Winterfeld, U.v. (2006). *Naturpatriarchen. Geburt und Dilemma der Naturbeherrschung bei geistigen Vätern der Neuzeit. Ökom, München. 404 S.*

2.2 Was sind die ausschlaggebenden Faktoren für die Invasivität von Baumarten in Mitteleuropa?

Petr Pyšek

In diesem Kapitel soll untersucht werden, welche Faktoren für die Wahrscheinlichkeit ausschlaggebend sind, dass eine zu forstwirtschaftlichen Zwecken eingeführte Art (nachfolgend als „Forstbaum" bezeichnet) die verschiedenen Stufen des Invasionsprozesses durchläuft (Blackburn et al. 2011) und invasiv wird. Ferner wird darauf eingegangen, wie wahrscheinlich es ist, dass die Art aufgrund der Arteneigenschaften invasiv wird und welche Rolle die Zeit seit Einführung der Art in die Kultur sowie das Gebiet, in dem die Art angepflanzt wurde, spielen. Diese Themen stehen im Mittelpunkt der aktuellen Forschung zur Invasionsbiologie (Catford et al. 2009). Abhängig vom untersuchten System und analytischen Ansatz kann die Auseinandersetzung mit diesen Themen zu unterschiedlichen Ergebnissen führen (Kueffer et al. 2013). Diese Aspekte werden anhand einer umfangreichen Datenmenge zu invasiven Baumarten in der Tschechischen Republik veranschaulicht. Die Daten können für ganz Mitteleuropa als repräsentativ angesehen werden. Sie wurden zuvor in verschiedenen Abhandlungen (Křivánek et al. 2006, Křivánek und Pyšek 2006, Pyšek et al. 2009) analysiert, denen die Leser weitere Informationen entnehmen können.

Invasive verholzende Arten haben schwerwiegende ökologische und wirtschaftliche Auswirkungen und sind schwer zu beseitigen.

Bislang wurden verholzende Arten in der Regel nicht als bedeutende nichtheimische Invasoren betrachtet, da gegenwärtig nur ein geringer Prozentsatz verholzte Pflanzen (0,5 % der Baumarten weltweit und 0,7 % der Straucharten weltweit) außerhalb des heimischen Gebiets invasiv ist. Dies entspricht insgesamt 622 Arten, davon sind 357 Bäume und 265 Sträucher, wobei diese 78 Familien und 286 Gattungen angehören. Der größte Prozentsatz der Einführungen invasiver verholzender Arten wird dem Gartenbau zugerechnet (62 % der Gesamtzahl der invasiven verholzenden Arten), wobei die Forstwirtschaft hier an zweiter Stelle steht (79 Arten, d. h. 13 % der Gesamtzahl). Die zu forstwirtschaftlichen Zwecken verwendeten Arten werden häufig wegen ihres raschen Wachstums ausgewählt und in der Regel in größeren Plantagen angepflanzt (Richardson und Rejmánek 2011). Dadurch entsteht ein massiver Diasporendruck („progagule pressure"), einer der wichtigsten Begriffe in der Invasionsbiologie (Lockwood et al. 2009). Obwohl weltweit lediglich 38 Arten als weit verbreitet (d. h. in mindestens sechs Regionen der Welt invasiv) gelten, gehen solche Baum- und Strauchinvasionen häufig mit schädlichen Auswirkungen auf die lokalen Ökosysteme und Biota einher. Einige der invasivsten Pflanzengruppen weltweit sind Bäume, wie beispielsweise Akazien (*Acacia* spp.), Eukalypten (*Eucalyptus* spp.) oder Pinien (*Pinus* spp.), die in viele Habitate eingedrungen sind und in den invadierten Ökosystemen gravierende Folgen verursacht haben (Richardson 1998,

Richardson et al. 2011). Sobald sich verholzende Arten auf breiter Ebene etabliert haben, sind sie extrem schwer zu beseitigen (Richardson und Rejmánek 2011).

In der Tschechischen Republik wurden 71 bzw. 139 eingeführte Baum- und Straucharten außerhalb von Plantagen gezählt, wovon einer neueren Untersuchung zufolge 15 Baum- und 33 Straucharten naturalisiert und 9 Baum- und 3 Straucharten invasiv wurden (Pyšek et al. 2012). Dennoch stellen die für forstwirtschaftliche Zwecke verwendeten Baumarten einen Spezialfall dar, da sie in einem großen Gebiet sowie über einen Zeitraum von vielen Jahrzehnten oder sogar Jahrhunderten angepflanzt wurden.

Mehr als ein Drittel der eingeführten und in der Tschechischen Republik gepflanzten Baumarten sind nun invasiv.

Křivánek et al. (2006) stellten fest, dass bei den 28 Baumarten, die in der Forstwirtschaft der Tschechischen Republik angepflanzt werden, die Wahrscheinlichkeit, dass sie invasiv werden, unterschiedlich groß ist. 14 Arten gelten als sogenannte Nicht-Kulturflüchtlinge, 4 Arten flüchten vereinzelt aus Kulturen, erreichen aber nie ein Stadium darüber hinaus (sie pflanzen sich in der freien Wildbahn nicht fort und bilden somit keine nachhaltigen Populationen). 10 Arten haben sich in der Wildnis naturalisiert (im Gegensatz zu gelegentlichen Kulturflüchtlingen bilden sie nachhaltige Populationen ohne oder trotz menschlichen Eingreifens, Blackburn et al. 2011). Von diesen 10 Arten sind 7 in der Tschechischen Republik als invasiv bekannt (Tab. 7). Sie sind in der Lage, sich in erheblicher Entfernung von Samenbäumen und Anpflanzungen zu verbreiten. Die Tatsache, dass 25 % der eingeführten Baumarten, die in der Forstwirtschaft gepflanzt werden, invasiv geworden sind, ist ein alarmierendes Anzeichen dafür, dass die Forstwirtschaft einen der größten Invasionspfade darstellt. Die wichtigsten Fragen sind nun, was diesen Unterschied ausmacht und warum einige Arten invasiv werden und andere nicht. Liegt es an den unterschiedlichen Merkmalen der Arten? Ist dies eine Folge ihrer Herkunft? Oder gibt es andere Faktoren von gleicher oder sogar größerer Bedeutung? Diese Fragen können anhand der Daten über die eingeführten Baumarten in der Tschechischen Republik näher untersucht werden (Křivánek et al. 2006, Pyšek et al. 2009).

Die Zeit seit der Einführung und der Umfang der Anpflanzung einer Art sind ausschlaggebend dafür, ob Baumarten aus einer Kultur flüchten, sich in lokalen Pflanzengemeinschaften naturalisieren und schließlich invasiv werden.

Die beiden wichtigsten Faktoren, die sich auf den Invasionserfolg auswirken, nämlich Residenzzeit und Diasporendruck, können sich in den verschiedenen Phasen des Invasionsprozesses unterschiedlich auswirken (Blackburn et al. 2011). Křivánek et al. (2006) verwendeten den Diasporendruck und den Zeitpunkt der Einführung in die Kultur in Regressionsmodellen als erklärende Variablen, um abzuschätzen, wie hoch die Wahrscheinlichkeit ist, dass eine in forstlichen Pflanzungen verwendete Art aus der Kultur flüchtet und naturalisiert wird. In der Invasionsbiologie ist es oftmals schwierig, den Diasporendruck angemessen abzuschätzen. Dies gilt allerdings nicht für die Forstwirtschaft, in der häufig Daten zur Pflanzungsgeschichte vorliegen. Stellvertretend für den mit jeder Art

verbundenen Diasporendruck wurden die Anzahl der Verwaltungseinheiten, d. h. die Anzahl der Standorte, an denen eine Art in dem betreffenden Land angepflanzt wurde, und die Gesamtpflanzungsfläche herangezogen (Tab. 7, Křivánek et al. 2006).

Tab. 7: Übersicht über die in der Tschechischen Republik als Forstbäume angepflanzten Arten mit Angaben zu natürlichem Verbreitungsgebiet (Herkunft), Invasionsstatus (inv = invasiv, nat = naturalisiert, gel = gelegentlich; zu Begriffsbestimmungen siehe Kap. „Einleitung"), Pflanzungsgebiet in der Tschechischen Republik, Anzahl der Pflanzungsorte (diese entsprechen den sogenannten natürlichen Waldgebieten, bei denen es sich um 41 Verwaltungseinheiten handelt, die auf der Grundlage von Geografie, Geomorphologie und Klima definiert wurden) und Anzahl der Standorte in der Wildnis außerhalb der Kultur, in denen die Arten gemeldet wurden (Daten aus Křivánek et al. 2006).

Arten	Herkunft	Invasions-status	Jahr	Pflan-zungsflä-che (ha)	Anzahl der Pflanzungs-orte	Anzahl der Standorte
Robinia pseudoacacia	NAm	inv	1835	14190	36	615
Quercus rubra	NAm	inv	1852	4380	40	194
Acer negundo	NAm	inv	1835	337	21	133
Pinus strobus	NAm	inv	1812	3090	41	114
Populus cultivars	hybrid	inv	1852	1934	24	58
Prunus serotina	NAm	inv	1852	12	18	22
Ailanthus altissima	As	inv	1813	13	6	17
Pinus nigra	Eu	nat	1824	3689	39	175
Pseudotsuga menziesii	NAm	nat	1842	4370	41	96
Juglans regia	As	nat	1852	84	18	48
Aesculus hippocastanum	Eu As	gel	1576	552	38	181
Castanea sativa	Eu Af As	gel	1562	25	11	21
Juglans nigra	NAm	gel	1835	679	9	20
Platanus x hispanica	hybrid	gel	1835	4	11	1

Bei der ersten Phase, der Flucht aus der Kultur, wurden 39 % der Varianz durch die Anzahl der Pflanzungseinheiten und die Zeit seit der Einführung erklärt, wobei letzterer Faktor die wichtigste Variable darstellte. Je früher eine Art eingeführt wurde, desto höher war die Wahrscheinlichkeit einer Flucht aus der Kultur. Die Wahrscheinlichkeit einer Naturalisierung ist ebenfalls von diesen beiden Faktoren abhängig. Obwohl die Wahrscheinlichkeit bei älteren und größeren Pflanzungen nur allmählich ansteigt, tritt nach Überschreiten

einer bestimmten Schwelle keine abrupte Änderung ein, wie dies bei der Flucht aus der Kultur der Fall ist (Abb. 18). Solche Ergebnisse zeigen durchaus, dass die Forstwirtschaft eine Bedrohung im Hinblick auf die Erzeugung zukünftiger Invasoren darstellt. Wenn eine Art über einen hinreichend langen Zeitraum auf einer ausreichend großen Fläche angepflanzt wird, ist die Wahrscheinlichkeit hoch, dass sie invasiv wird. Eine Weitere Akzentuierung dieser Bedrohung gibt es durch die sehr enge Beziehung zwischen der Fläche, auf der eine eingeführte Baumart angepflanzt wurde, und dem Ausmaß der Ausbreitung in der Landschaft nach der Flucht aus der Kultur, was allgemein als Maß für Invasivität anerkannt ist (Abb. 19).

Abb. 18: Wahrscheinlichkeit, dass eine eingeführte Art in der Tschechischen Republik aus der Kultur flüchtet, basierend auf (A) der Zeit seit der Einführung in die Kultur und (B) der Anzahl der Einheiten, in denen sie angepflanzt wird, und dass sie in der freien Wildbahn naturalisiert wird, basierend auf den beiden gleichen Faktoren (C bzw. D). Die Zahlen basieren auf einfachen logistischen Regressionen. Interessanterweise steigen die Wahrscheinlichkeiten einer Verwilderung und Naturalisierung (Felder B bzw. D) mit der Anzahl der Pflanzungseinheiten (diese entsprechen den sogenannten natürlichen Waldgebieten, bei denen es sich um 41 Verwaltungseinheiten handelt, die auf der Grundlage von Geografie, Geomorphologie und Klima definiert wurden) und somit mit ansteigendem Diasporendruck allmählich und auf dieselbe Weise, während die Zeit seit der Einführung völlig andere Auswirkungen hat. Bei der Verwilderung zeigt sich eine abrupte Änderung der Wahrscheinlichkeit bei Einführungen im Verlauf des 19. Jahrhunderts (mit einer Wahrscheinlichkeit von 95 % bei 1801 eingeführten Bäumen und einer Wahrscheinlichkeit von 5 % bei nach 1892 eingeführten Bäumen). Die Wahrscheinlichkeit einer Naturalisierung der Arten nach ihrer Verwilderung nimmt bei später eingeführten Arten allmählich ab und ist extrem gering, wenn eine Art später als vor ungefähr 200 Jahren eingeführt wurde. Entnommen aus Křivánek et al. (2006). Abdruck mit Erlaubnis.

Abb. 19: Das positive Verhältnis zwischen der Anzahl der Standorte außerhalb der Kultur, an denen die Arten verzeichnet wurden, und der geschätzten Gesamtpflanzungsfläche, die für 28 Forstbäume in der Tschechischen Republik aufgetragen wurde (√ Anzahl der Standorte = – 1,169 + 4,096 log (Pflanzungsfläche), df = 1, 12, F = 19,68, p = 0,00081, r^2 = 0,62), veranschaulicht, welche Bedeutung dem Diasporendruck bei der Invasion zufällt. Je häufiger eine Art angepflanzt wird, desto weiter verbreitet sie sich außerhalb der Kultur und desto invasiver wird sie. Die am weitesten verbreitete Art, *Robinia pseudoacacia*, wird durch einen schwarzen Punkt markiert. Entnommen aus Křivánek et al. (2006). Abdruck mit Erlaubnis.

Die Invasion durch verholzende Pflanzen kann anhand einer Gruppe von Faktoren erklärt werden, die relativ einfach zu definieren ist.

Bei der Bestimmung des invasiven Potenzials einer Art können der Diasporendruck und die Zeit seit der Einführung als jene Faktoren betrachtet werden, bei denen Unterschiede in den biologischen Merkmalen zum Tragen kommen (Catford et al. 2009, Pyšek et al. 2015). Dies liegt daran, dass die verschiedenen Arten unterschiedliche Eigenschaften besitzen und selbst innerhalb einer konkreten und gut definierten Artengruppe wie beispielsweise Bäumen einige Merkmale eine wichtige Rolle bei der Begünstigung einer Invasion spielen können. Allerdings ist zu beachten, dass Invasoren kontextabhängig sind (Exkurs 6). Aus diesem Grund sollten ihre Auswirkungen eher in Modellen betrachtet werden, bei denen Störfaktoren wie beispielsweise der Diasporendruck und die Zeit seit der Einführung Berücksichtigung finden, anstatt in einer losgelösten Analyse der Artenmerkmale. Um die Möglichkeit auszuschließen, dass potenzielle Unterschiede bei den Artenmerkmalen phylogenetisch basiert sind und somit von gemeinsamen Vorfahren ohne irgendeinen Zusammenhang mit einer Invasion vererbt wurden, anstatt maßgeblich für den Invasionserfolg zu sein, verglichen Pyšek et al. (2009) aus der Kultur geflüchtete mit nicht geflüchteten, naturalisierte mit nicht naturalisierten und invasive mit nicht invasiven Artenpaaren derselben Gattung. Bei der Analyse trat ein anderer Aspekt der bekannten Auswirkungen der Zeit seit der Einführung hervor. Die Wahrscheinlichkeit einer Flucht aus der Kultur stieg an, je mehr Zeit seit der Einführung in die Tschechische Republik

vergangen war, während sich die Wahrscheinlichkeit einer Naturalisierung proportional zu der Zeit erhöhte, die seit der Einführung der Art in Europa vergangen war. Dies deutet darauf hin, dass sich einige Arten bei der Einführung in die Tschechische Republik bereits an die lokalen Bedingungen angepasst hatten. Die wichtigste Erkenntnis von Pyšek et al. (2009) war, dass einige Merkmale oder artenbezogene Attribute – zusätzlich zu Diasporendruck und Residenzzeit – mitbestimmend für die Wahrscheinlichkeiten waren, dass die Bäume invasiv wurden, aber keinen Einfluss auf die Wahrscheinlichkeit einer Flucht aus der Kultur hatten. Ob also eine Art gelegentlich aus der Kultur flüchtet, hatte nichts mit ihren biologischen und ökologischen Merkmalen zu tun, sondern lediglich mit dem von großflächigen Kulturen ausgehenden, hohen Diasporendruck. Jedoch spielen die biologischen Merkmale in späteren Phasen der Invasion eine Rolle. Arten, die ursprünglich aus Asien stammen, und solche mit kleineren Früchten, waren hinsichtlich der Naturalisierung im Nachteil, und die Tolerierung niedriger Temperaturen war eine notwendige Voraussetzung für das Erreichen des Invasionsstadiums.

Diese Ergebnisse deuten insgesamt darauf hin, dass eine relativ beschränkte Anzahl von Faktoren mit hoher Wahrscheinlichkeit dafür ausschlaggebend ist, ob gebietsfremde Bäume invasiv werden, und dass die relative Bedeutung biologischer Merkmale und anderer Faktoren phasenabhängig ist (Pyšek et al. 2009).

Das Wissen um den Grund für die Invasivität einer Art ermöglicht Prognosen darüber, welche verholzenden Arten sicher eingeführt werden können und welche potenzielle Invasoren sind.

In den letzten 30 Jahren konnten die Vorhersagen zur potenziellen Invasivität von Arten verbessert werden. Entscheidungsträgern können nun wissenschaftlich basierte Kriterien zur Verfügung gestellt werden, auf deren Grundlage sie entscheiden können, welche Arten sicher kommerziell verwendet werden können und welche Arten aufgrund ihrer potenziellen Invasivität nicht angepflanzt werden sollten. Es werden verschiedene Schemata zur Bewertung des mit der Einführung bestimmter Arten verbundenen Invasionsrisikos verwendet. Ferner wurde in Bezug auf die mitteleuropäischen invasiven verholzenden Arten untersucht, inwieweit sie von einem Teil der Welt in einen anderen eingeführt werden können.

Křivánek und Pyšek (2006) verglichen drei Schemata für die Vorhersage des Risikos einer Invasion durch verholzende Arten in der Tschechischen Republik. Von den 180 eingeführten verholzenden Arten in Mitteleuropa waren 17 invasiv, 9 naturalisiert, aber nicht invasiv; 31 Arten wurden vereinzelt eingeschleppt und bei 131 gab es keine Berichte über Verwilderungen. Die Risikobewertung, welche sich als am besten geeignet herausstellte, basierte auf einem von Pheloung et al. (1999) entwickelten Schema, und zwar unabhängig davon, dass es ursprünglich für Australien entwickelt worden war. Die Wahrscheinlichkeit, dass eine akzeptierte Art (d. h. durch die Risikobewertung als „sicher“ eingestuft) invasiv wird, war bei diesem Modell gleich null, und die Wahrscheinlichkeit, dass eine abgelehnte Art (d. h. als wahrscheinlich invasiv erachtet) invasiv wurde, betrug 77 %. Dies ist ein vielversprechendes Ergebnis und zeigt, dass einige Risikobewertungsschemata für krautige Pflanzen robuste Vorlagen für den Aufbau eines auf breiter Ebene anwendbaren Screening-Systems für die Einführung von Pflanzen liefern (Křivánek und Pyšek 2006).

Jede Medaille hat zwei Seiten: in Mitteleuropa heimische Bäume können in anderen Gebieten invasiv werden.

Exkurs 6: Kontextabhängigkeit biologischer Invasionen

Die Kontextabhängigkeit der Invasionsergebnisse ist wichtig für die Risikobewertung und das Screening der Arten. Besonders im Hinblick auf eine potenzielle Einführung, da wir bei der Bestimmung des Invasionspotenzials nicht über die Bedeutung der Artenmerkmale schlussfolgern können, ohne Störfaktoren wie beispielsweise den Diasporendruck (Menge des Samens oder der sonstigen reproduktiven Teile, die in das System eintreten), die Zeit seit der Einführung (sogenannte Residenzzeit) oder die Klima- und Lebensraumübereinstimmung zwischen den Herkunfts- und Zielregionen in Betracht zu ziehen. Diese Komplexität kann sich aus praktischer Sicht gravierend auswirken. Bei der Prüfung, ob die Einführung und Pflanzung einer Art genehmigt werden sollten, müssen der Diasporendruck und die Zeit seit der Einführung in der betroffenen Region unbedingt berücksichtigt werden. Diese Faktoren, die zwingend in eine fundierte Bewertung der Bedeutung der biologischen Merkmale einer Art einfließen müssen, spielen selbst eine wichtige Rolle in Bezug auf das Ergebnis einer Invasion. Nur bei gemeinsamer Betrachtung dieser Faktoren können wir verstehen, wie sie miteinander in Wechselwirkung stehen und welche relative Bedeutung ihnen bei der Bestimmung des Ergebnisses einer Invasion zufällt. Infolge dieser Kontextabhängigkeit einer Invasion kann bei Studien, in denen die Auswirkungen von Lebensraumnischen im natürlichen Verbreitungsgebiet, die Pflanzungsintensität im natürlichen und invadierten Gebiet oder die Zeit seit der Einführung außer Acht gelassen werden, die Bedeutung der biologischen Merkmale zu hoch eingeschätzt werden, was zu falschen Vorhersagen führt. Ausschlaggebend für eine korrekte Einschätzung der Bedeutung der biologischen Merkmale mit Einfluss auf die Invasivität von Arten ist daher die Anwendung von Modellen, bei denen mehrere Faktoren gleichzeitig analysiert werden (Pyšek et al. 2014, 2015).

Aufgrund der langen Geschichte des Handels und der Völkerwanderung hat ein intensiver Austausch von Pflanzen zwischen den verschiedenen Regionen der Welt stattgefunden (van Kleunen et al. 2015). Jede Region hat nicht nur gebietsfremde Arten aufgenommen, sondern war auch Quelle von Invasoren in anderen Gebieten, wobei Mitteleuropa hier keine Ausnahme bildet (Pyšek et al. 2015). Ein geeigneter Ansatz zur Untersuchung dieser multidirektionalen Muster ist der auf dem Herkunftsgebiet basierende Ansatz, durch den einige der Unzulänglichkeiten beseitigt werden können, welche die Bewertung der maßgeblichen Faktoren für den Invasionserfolg ansonsten einschränken (Exkurs 7). Pyšek et al. (2014) führten eine Analyse von verholzenden Arten durch, wobei sie den globalen Invasionserfolg von gemäßigten Bäumen und Sträuchern anhand von natürlichen Verbreitungsgebieten in Mitteleuropa bewerteten und untersuchten. Dabei wurde untersucht, inwieweit die Verteilung und die biologischen Merkmale dieser Bäume und Sträucher ausschlaggebend dafür waren, ob sie in anderen Teilen der Welt invasiv wurden. Von den 94 analysierten Arten, die den Pool für das Herkunftsgebiet bildeten, waren 27 % bekanntermaßen in mindestens einer Weltregion invasiv. Bei Gehölzen, die eine gewisse Höhe erreichen und die früh in der Saison blühen und im natürlichen Verbreitungsgebiet weit verbreitet sind, war die Wahrscheinlichkeit der Invasivität größer als bei Arten, die diese Merkmale nicht besitzen. Jedoch können Arten, selbst wenn sie diese Merkmale nicht besitzen, invasiv werden, da andere Merkmale existieren, die zu einer potenziellen Invasivität führen können: Bei Arten, deren Fortpflanzung nicht von einem anderen Individuum

abhängt, windbestäubten Arten sowie Arten, die durch Tiere verbreitet werden, besteht ebenfalls die Wahrscheinlichkeit, dass sie invasiv werden, selbst wenn sie in ihrem natürlichen Gebiet nicht stark verbreitet sind (Pyšek et al. 2014).

Die in diesem Kapitel genannten Studien zeigen zusammengenommen, wie Daten aus der ökologischen Forschung, in der Erkenntnisse über die regionalen Verbreitungsmuster und den artenspezifischen Invasionsstatus gewonnen werden, in Kombination mit den vielfältigen, in forstwirtschaftlichen Archiven vorliegenden Daten zu Einführung und Pflanzungsgeschichte neue Einblicke für die Invasionsbiologie eröffnen. Bei näherer Betrachtung der Daten aus der Anwendungsperspektive lässt sich feststellen, dass zuverlässige Vorhersagen in Bezug auf die potenzielle Bedrohung durch Invasionen infolge der Einführung einiger Baumarten angestellt werden können.

Exkurs 7: Auf dem Herkunftsgebiet basierender Ansatz

Die Anwendung des auf dem Herkunftsgebiet basierenden Ansatzes ist eine Möglichkeit zur Beseitigung von Unsicherheiten, durch welche die Anwendbarkeit makroökologischer Studien zur Invasion von Pflanzen in der Regel eingeschränkt wird (Pyšek et al. 2014, 2015). Der Ansatz basiert auf der Definition eines Herkunftspools von Arten, die in einer bestimmten Region heimisch sind, und der Einschätzung ihres Verhaltens nach der Einführung in einer anderen Region. Auf diese Weise können Abweichungen, die bei der Betrachtung mehrerer Herkunftsgebiete hinsichtlich der Einführung auftreten können auf ein Minimum beschränkt werden. Das gilt sowohl in Bezug auf entwicklungsgeschichtliche Veranlagungen, die in völlig verschiedenen Herkunftsregionen erworben werden, als auch für unterschiedliche historische Zufälligkeiten, die sich auf die Einführungsdynamik auswirken.. Bei dem auf dem Herkunftsgebiet basierenden Ansatz wird davon ausgegangen, dass bei den Mitgliedern der Flora einer biogeografischen Region, welche ansonsten gleichen Bedingungen unterliegen, die Chancen, dass sie vom Menschen aus ihrem natürlichen Verbreitungsgebiet in andere Teile der Welt verbracht werden, vergleichbar sind, da sie denselben historischen, sozioökonomischen und biogeografischen Faktoren unterliegen. Die Unterschiede im Erfolg als Gebietsfremde lassen sich somit ihren biologischen und ökologischen Merkmalen zuverlässiger zuordnen, wenn der auf dem Herkunftsgebiet basierende Ansatz angewendet wird. Darüber hinaus ist dieser Ansatz bei europäischen Arten, die andere Teile der Welt invadieren, wahrscheinlich auch aus anderen historischen Gründen sehr aussagekräftig, wenn man davon ausgeht, dass Europa ein bedeutender Ausgangspunkt ist, von dem aus Pflanzen in anderen Teilen der Welt eingebracht wurden (von Kleunen et al. 2015).

Literaturverzeichnis

Blackburn, T.M., Pyšek, P., Bacher, S., Carlton, J.T., Duncan, R.P., Jarošík, V., Wilson, J.R.U. und Richardson, D.M. 2011. *A proposed unified framework for biological invasions. Trends in Ecology and Evolution 26: 333–339. doi:10.1016/j.tree.2011.03.023*

Catford, J.A., Jansson, R. und Nilsson, C. 2009. *Reducing redundancy in invasion ecology by integrating hypotheses into a single theoretical framework. Diversity and Distributions 15: 22-40. doi:10.1111/j.1472-4642.2008.00521.x*

Křivánek, M. und Pyšek, P. 2006. *Predicting invasions by woody species in a temperate zone: a test of three risk assessment schemes in the Czech Republic (Central Europe). Diversity and Distributions 12: 319-327. doi:10.1111/j.1366-9516.2006.00249.x*

Křivánek, M., Pyšek, P. und Jarošík, V. 2006. *Planting history and propagule pressure as predictors of invasions by woody species in a temperate region. Conservation Biology 20: 1487–1498. doi:10.1111/j.1523-1739.2006.00477.x*

Kueffer, C., Pyšek, P. und Richardson, D.M. 2013. *Integrative invasion science: model systems, multi-site studies, focused meta-analysis, and invasion syndromes. New Phytologist 200: 615-633. doi:10.1111/nph.12415*

Lockwood, J.L., Cassey, P. und Blackburn, T.M. 2009. *The more you introduce the more you get: the role of colonization pressure and propagule pressure in invasion ecology. Diversity and Distributions 15: 904-910. doi:10.1111/j.1472-4642.2009.00594.x*

Pheloung, P.C., Williams, P.A. und Halloy, S.R. 1999. *A weed risk assessment model for use as a biosecurity tool evaluating plant introductions. Journal of Environmental Management 57: 239-251. doi:10.1006/jema.1999.0297*

Pyšek, P., Křivánek, M. und Jarošík, V. 2009. *Planting intensity, residence time, and species traits determine invasion success of alien woody species. Ecology 90: 2734 –2744. doi:10.1890/08-0857.1*

Pyšek, P., Danihelka, J., Sádlo, J., Chrtek, J.Jr., Chytrý, M., Jarošík, V., Kaplan, Z., Krahulec, F., Moravcová, L., Pergl, J., Štajerová, K. und Tichý, L. 2012. *Catalogue of alien plants of the Czech Republic (2nd edition): checklist update, taxonomic diversity and invasion patterns. Preslia 84: 155-255.*

Pyšek, P., Jarošík, V., Pergl, J., Moravcová, J., Chytrý, M. und Kühn, I. 2014. *Temperate trees and shrubs as global invaders: the relationship between invasiveness and native distribution depends on biological traits. Biological Invasions 16: 577-589. doi:10.1007/s10530-013-0600-2*

Pyšek, P., Manceur, A.M., Alba, C., McGregor, K.F., Pergl, J., Štajerová, K., Chytrý, M., Danihelka, J., Kartesz, J., Klimešová, J., Lučanová, M., Moravcová, L., Nishino, M., Sádlo, J., Suda, J., Tichý, L. und Kühn, I. 2015. *Naturalization of central European plants in North America: species traits, habitats, propagule pressure, residence time. Ecology 96: 762-774. doi:10.1890/14-1005.1*

Richardson, D.M. 1998. *Forestry trees as invasive aliens. Conservation Biology 12: 18-26. doi:10.1111/j.1523-1739.1998.96392.x*

Richardson, D.M., Carruthers, J., Hui, C., Impson, F.A.C., Robertson, M.P., Rouget, M., Le Roux, J.J. und Wilson, J.R.U. 2011. *Human-mediated introductions of Australian acacias – a global experiment in biogeography. Diversity and Distributions 17: 771-787. doi:10.1111/j.1472-4642.2011.00824.x*

Richardson, D.M. und Rejmánek, M. 2011. *Trees and shrubs as invasive alien species – a global review. Diversity and Distributions 17: 788-809. doi:10.1111/j.1472-4642.2011.00782.x*

van Kleunen, M., Dawson, W., Essl, F., Pergl, J., Winter, M., Weber, E., Kreft, H., Weigelt, P., Kartesz, J., Nishino, M., Antonova, L.A., Barcelona, J.F., Cabezas, F.J., Cárdenas, D., Cárdenas-Toro, J., Castaño, N., Chacón, E., Chatelain, C., Ebel, A.L., Figueiredo, E., Fuentes, N., Groom, Q.J., Henderson, L., Inderjit, Kupriyanov, A., Masciadri, S., Meerman, J., Morozova, O., Moser, D., Nickrent, D.L., Patzelt, A., Pelser, P.B., Baptiste, M.P., Poopath, M., Schulze, M., Seebens, H., Shu, W., Thomas, J., Velayos, M., Wieringa, J.J. und Pyšek, P. 2015. *Global exchange and accumulation of non-native plants.– Nature 525: 100-103. doi:10.1038/nature14910*

2.3 Lässt sich vorhersagen, ob eine Art invasiv wird?

Tina Heger

Das Leben ist komplex, und Gleiches gilt für Invasionsprozesse. Seit Beginn der Invasionsforschung war es ein Ziel, zu bestimmen, welche Eigenschaften invasive Arten oder invadierte Gebiete kennzeichnen (Crawley 1987, Rejmánek 1995). Je mehr Forschung betrieben wurde, umso deutlicher wurde aber, dass dieses Ziel nicht erreicht werden kann (Williamson 2001, Rejmánek et al. 2005). Die Eigenschaften invasiver Arten in einer Region können sich stark von den Merkmalen invasiver Arten in einer anderen Region unterscheiden. Auf den Britischen Inseln wurde beispielsweise festgestellt, dass nicht-heimische invasive Pflanzenarten deutlich größere Samen produzieren als heimische Arten (Crawley et al. 1997). In Ontario dagegen waren die Früchte invasiver Pflanzenarten kleiner als die der heimischen Arten (Cadotte und Lovett-Doust 2001). Bemühungen, eine zuverlässige Liste von Invasivitätsmerkmalen zu erstellen, waren dementsprechend bisher nur für verhältnismäßig kleine Gruppen untereinander ähnlicher Arten erfolgreich. Zu Beginn der Invasionsforschung ging man davon aus, dass die Invasibilität eines Gebietes – also die Wahrscheinlichkeit, dass sich in ihm invasive Arten etablieren können – stark davon abhängt, ob das Gebiet gestört ist, und man vermutete, dass unberührte Ökosysteme stabil und Invasoren gegenüber resistent sind. Dies hat sich jedoch als falsch erwiesen. Beispielsweise können in geschützten naturnahen Wäldern in New Jersey eingeführte Baumarten gefunden werden. Der Spitzahorn (*Acer platanoides* L.), heimisch in Mitteleuropa, aber eingeführt und invasiv in Nordamerika, erreicht insbesondere in abgelegenen und ungestörten Teilen dieser Wälder hohe Abundanzen (Webb et al. 2000).

Wie lassen sich diese Beobachtungen erklären? Sind die angeführten Beispiele nur Ausnahmen oder weisen sie auf Mechanismen hin, die Erklärungen und Prognosen generell erschweren? In diesem Kapitel werde ich argumentieren, dass letzteres der Fall ist.

Jeder Organismus und jede Art sind einzigartig, ebenso jedes Ökosystem und jedes naturnahe oder durch den Menschen veränderte Gebiet. Betrachtet man eine spezifische, potenziell invasive Art und fragt nach der Wahrscheinlichkeit, mit der sie sich in einem bestimmten Gebiet etablieren und ausbreiten wird, dann spielen diese Einzigartigkeiten eine entscheidende Rolle. Die spezifischen Eigenschaften der betrachteten Art können es ihr ermöglichen, sich in einem bestimmten Ökosystem (z. B. offenes Grünland) zu etablieren, aber dieselben Charakteristika erhöhen nicht unbedingt ihr Invasionspotenzial in einer anderen Situation (z. B. in einem dichten Wald). Ebenso können abiotische Merkmale (z. B. Boden und Klima) und die vorhandenen Lebensgemeinschaften in einem bestimmten Gebiet die perfekten Voraussetzungen für die Ansiedlung einer bestimmten sich ausbreitenden Art darstellen, für eine andere Art können dieselben Bedingungen aber gänzlich ungeeignet sein. Eigenschaften einer Art sowie abiotische und biotische Merkmale eines Gebietes sind daher miteinander verbunden wie Schlüssel und Schloss (Heger und Trepl 2003).

Invasivität und Invasibilität können nicht als absolute Kategorien verwendet werden, denn keine Art ist überall invasiv und kein Gebiet kann von jeder Art invadiert werden.

Welche Arteigenschaften den Invasionserfolg begünstigen hängt davon ab, welche Schwierigkeiten aus Sicht der invadierenden Art im Verlauf des jeweiligen Invasionsprozesses auftreten (siehe Exkurs 8). Die Fähigkeit, eine dicke Samenschale ausbilden zu können, kann für eine potenziell invasive Baumart vorteilhaft sein, falls es im zukünftigen Ausbreitungsgebiet Samenprädatoren gibt, die hartschalige Samen meiden. Wird der Samen aber an einen Ort ohne Samenprädatoren transportiert, ist diese Eigenschaft nicht erforderlich. Eine Art kann deshalb unter Umständen den gesamten Invasionsprozess durchlaufen, ohne dabei über invasionsbegünstigende Eigenschaften zu verfügen. Liegen allerdings viele solcher begünstigenden Merkmale vor, steigt die Wahrscheinlichkeit, dass die Art in vielen Gebieten zu einem erfolgreichen Invasor wird. Ebenso können die Umweltbedingungen an einem Ort die Wahrscheinlichkeit erhöhen, dass sich viele eingeführte Arten etablieren können. Entscheidend ist jedoch: Invasionsbegünstigende Arteigenschaften und Umgebungsbedingungen stellen nur dann eine notwendige Voraussetzung für erfolgreiche Invasion dar, wenn die entsprechenden Situationen auftreten, in denen sie überhaupt notwendig sind (siehe Exkurs 8; Heger und Trepl 2003). Man spricht deshalb häufig von Kontextabhängigkeit (siehe auch Exkurs 6 in Kap. 2.2). Neben der oben beschriebenen Komplexität ist die Kontextabhängigkeit ein weiterer Faktor, der die Erklärung und die Vorhersage von Invasionsprozessen erschwert.

Exkurs 8: Das Modell der Invasionsstufen- und schritte

Aus der Perspektive einer sich ausbreitenden Art können Invasionsprozesse als Abfolge von aufeinander folgenden Stufen und als Schritte dargestellt werden, mit denen jeweils spezifische Schwierigkeiten verbunden sind (Abb. 20, Modells der Invasionsstufen- und schritte, INVASS-Modell; Heger und Trepl 2003, Heger 2004). Jede Invasionsstufe ist ein Zustand (Status), den eine Art im Verlauf ihres Invasionsprozesses erreichen kann. Um von einer Invasionsstufe zur nächsten zu gelangen, bedarf es eines Invasionsschrittes; während dieses Schritts muss eine Reihe spezifischer Probleme bewältigt werden (Abb. 21).

Abb. 20: Chronologische Unterteilung eines idealisierten Invasionsprozesses in Stufen und Schritten. Durch Überwindung von vier Schritten können im Verlauf einer Invasion vier Invasionsstufen erreicht werden. Aus Heger (2004).

Beispielsweise könnte ein Samen einer kultivierten Baumart in ein nahe gelegenes Gebiet außerhalb der Pflanzung transportiert worden sein, z. B. durch einen Vogel. Während des Invasionsschritts 2 muss sich dieser Same nun außerhalb der Kultur entwickeln und wachsen, und die reife Pflanze muss sich vermehren. Ein mögliches erstes Problem, das auftreten könnte, ist das Auftreten von Samenprädatoren. Eine aus Sicht des Invasors günstige Umweltbedingung wäre ein geringeres Prädatorenvorkommen, zum Beispiel weil spezialisierte Fraßfeinde aus dem Heimatareal im neuen Gebiet fehlen (Keane und Crawley 2002). Ist diese Bedingung gegeben, tritt das Problem „Samenprädatoren“ also gar nicht erst auf. Für den Fall, dass es aufträte, wäre eine günstige Arteigenschaft die Fähigkeit zur Ausbildung einer dicken Samenschale. Mit Hilfe einer organismenzentrierten Sichtweise können in ähnlicher Weise potenzielle Schwierigkeiten, die den Invasionsprozess behindern können, für jeden Invasionsschritt benannt und zur Überwindung dieser Schwierigkeiten günstige Bedingungen und Arteneigenschaften ermittelt werden. Entsprechende Listen finden sich in Heger (2004) und Heger und Böhmer (2005).

Abb. 21: Flussdiagramm eines idealisierten Invasionsprozesses nach dem INVASS-Modell. Invasionsstufen sind als orange Rechtecke dargestellt; die Hauptschwierigkeiten, die eine Art während eines Invasionsschritts überwinden muss, sind als graue Rauten abgebildet. „Reproduktion erfolgreich?" bedeutet „Kann sich die Art ohne Kultivierung fortpflanzen?", „Weitere Wuchsorte erreichbar?" bedeutet „Gibt es andere geeignete Wuchsorte und sind sie für die Art erreichbar?" (aus Heger 2004).

Abgesehen von den Merkmalen der Art, den abiotischen Eigenschaften und der Zusammensetzung der Artengemeinschaft in einem Gebiet gibt es noch viele weitere Faktoren, welche die Wahrscheinlichkeit des Invasionserfolgs einer Art beeinflussen. Ein besonders wichtiger Faktor ist der so genannte Diasporendruck („propagule pressure"), also die

Häufigkeit der Einführung einer Art in ein Gebiet, und die Anzahl der eingeführten Individuen (Samen, Wurzelfragmente, adulte Organismen o.ä.). Es hat sich bereits häufig gezeigt, dass Diasporendruck ein sehr guter Indikator für Invasionserfolg ist: Je häufiger eine Art in ein bestimmtes Gebiet eingeführt wurde, umso wahrscheinlicher ist ihre Etablierung.

Mit dem Faktor Diasporendruck eröffnet sich eine neue Dimension: Wie häufig eine Art in ein Gebiet transportiert wird, hängt von sozio-kulturellen Prozessen ab wie zum Beispiel dem Verlauf von Handelsrouten, der Häufigkeit von Anpflanzungen oder der Anzahl an Besuchern eines Nationalparks. Der starke Einfluss dieses Faktors auf den Invasionserfolg zeigt, wie stark biologische Invasion von nicht-ökologischen Faktoren abhängt. Sozio-kulturelle Faktoren sind die Hauptursache für Invasionen, zudem können sie den Invasionsverlauf in jeder Phase des Prozesses beeinflussen. Aus diesem Grund können Invasionen nicht unter Berücksichtigung rein biologischer Faktoren wie den Merkmalen der Art oder ihrer Umgebung erklärt und prognostiziert werden. Sozio-kulturelle Faktoren machen Prognosen zu einer Herausforderung: Die Invasionsforschung muss den Bereich der Naturwissenschaften verlassen, um Erklärungen und Prognosen zu verbessern (Küffer 2010).

Nicht nur ökologische, sondern auch sozio-kulturelle Faktoren wie Gartentrends und Handelsrouten bestimmen den Verlauf sowie das Ergebnis eines Invasionsprozesses.

Ein zusätzlicher Aspekt, der Erklärungen und Prognosen biologischer Invasionen erschwert, ist, dass Arten im Verlauf der Invasion in Gebiete transportiert werden, in denen sie sich nicht entwickelt haben. Im neuen Gebiet treffen diese Arten häufig auf abiotische und biotische Bedingungen, die anders sind als im Heimatareal. In nahezu jedem Invasionsfall begegnen die invadierenden Arten Prädatoren und Konkurrenten, mit denen sie nicht gemeinsam evolviert sind. Auch treffen sie im neuen Verbreitungsgebiet möglicherweise nicht auf jene Mutualisten, mit denen sie sich gemeinsam entwickelt haben. Viel von der im heimischen Verbreitungsgebiet gesammelten öko-evolutionären Erfahrung ist damit nicht mehr anwendbar. Umgekehrt sind auch die invasiven Arten für die heimischen Arten in diesem Sinn „fremd“ (Saul et al. 2013). Die Folge sind neuartige, nie da gewesene Interaktionen, z. B. zwischen invasiver Baumart und pflanzenfressendem Insekt, deren Ausgang sich schwierig bis unmöglich vorhersagen lässt.

Keine Art ist ein stabiles, unveränderliches Objekt, sondern jede Art entwickelt sich kontinuierlich weiter. Evolution wird häufig als Prozess angesehen, der sehr langsam verläuft und vor langer Zeit erfolgt ist. Es hat sich jedoch gezeigt, dass evolutionärer Wandel sehr schnell verlaufen kann, beispielsweise im Verlauf weniger Generationen, und dass kontinuierlich starker Selektionsdruck die Merkmale einer Art relativ schnelle verändern kann (z. B. Erfmeier 2013). Viele invasive Arten haben sich im neuen Verbreitungsgebiet genetisch verändert (Maron et al. 2004) und auch heimische Arten verändern sich manchmal auf Grund der Anwesenheit von Invasoren (Leger 2008, Lau 2012). Die Hybridisierung eingeführter und heimischer Arten kann zur Bildung neuer Arten führen, die manchmal sogar konkurrenzstärker sind als ihre Eltern (Ellstrand und Schierenbeck 2000). Bestimmte allgemeine Muster sind prinzipell vorhersagbar (z. B. dass nah verwandte Arten zur Hybridisierung neigen); insgesamt stellt die Möglichkeit der evolutionären Veränderung der invadierenden und der heimischen Arten aber einen weiteren Faktor dar, der präzise Prognosen von Invasionsprozessen zusätzlich erschwert.

Neuartige Interaktionen und evolutionärer Wandel gehören zu den Prozessen, die eine Prognose des Ausgangs von Invasionsprozessen erschweren.

Trotz dieser grundsätzlichen Schwierigkeiten, die präzise Vorhersagen schwer bis unmöglich machen, besteht die dringende Notwendigkeit, zu bewerten, welches Risiko von potenziell invasiven Arten ausgeht. Sowohl im Übereinkommen über die biologische Vielfalt (CBD, 1992) als auch in der EU-Verordnung Nr. 1143/2014 über die Prävention und das Management der Einbringung und Ausbreitung invasiver gebietsfremder Arten (EU 2014) wurde Prävention biologischer Invasionen als Hauptziel genannt. Um wirksame Präventionsmaßnahmen gegen die Einführung potenziell invasiver Arten in einer Region zu ergreifen, muss zwischen Arten mit besonders hoher und solchen mit geringer Wahrscheinlichkeit für eine Etablierung und Ausbreitung in einem Gebiet unterschieden werden. Zu diesem Zweck sind zahlreiche Risikoanalysemethoden entwickelt und angewendet worden. Viele dieser Instrumente erzielen gute Ergebnisse und es kann damit gerechnet werden, dass sich in Zukunft die Verfahren weiter verbessern lassen und so zu noch genaueren Ergebnissen führen.

Dennoch wird es aufgrund der oben genannten Faktoren – Komplexität, Kontextabhängigkeit, Einfluss sozio-kultureller Faktoren, neuartige Interaktionen zwischen Invasoren und heimischen Arten sowie evolutionäre Veränderung der Arten – nie gelingen, mit Schemata zur Risikoanalyse jeden Invasionsfall korrekt einzuschätzen. Insbesondere wird es nicht möglich sein, auch unwahrscheinliche Verläufe von Invasionen korrekt vorherzusagen. Dieser so genannte „base rate effect“ wurde auch im Bereich der Wetter- und der Erdbebenvorhersage als Problem identifiziert (Matthews 1996, 1997): je unwahrscheinlicher ein Ereignis ist, umso schwieriger ist es vorherzusagen. So war man beispielsweise in Zeiten, als die Wettervorhersage nicht so präzise wie heute war, besser gestellt, wenn man auf einen einstündigen Spaziergang in England einen Regenschirm mitnahm, als dass man die Vorhersage berücksichtigt hätte. Denn das Ereignis „eine Stunde kein Regen“ ist in England so unwahrscheinlich, dass die Vorhersage in den meisten Fällen keine korrekte Prognose machen konnte. Für Invasionen heißt das, dass sich in Zukunft die Vorhersage sehr wahrscheinlicher Invasionen sicher weiter verbessern wird, es jedoch immer einen Restanteil von Fällen geben wird, die nicht vorhersagbar sind (Lonsdale 2011).

Risikobewertungen können nur auf der Basis solcher Daten durchgeführt werden, die den aktuellen Stand der Dinge widerspiegelt. Daten zur aktuellen Verteilung von Arten können häufig eine gute Basis für Prognosen sein: Ob eine Art an einem anderen Ort invasiv ist, hat sich als zuverlässiger Indikator zukünftigen Invasionserfolgs erwiesen (Reichard und Hamilton 1997, Herron et al. 2007). Die meisten Schemata zur Risikobewertung fragen zusätzlich danach, wie wahrscheinlich Etablierung und Verbreitung durch den zu erwartenden Klimawandel beeinflusst werden. Meist wird zur Beantwortung dieser Frage geprüft, ob die betreffenden Arten von einem wärmeren Klima profitieren können oder nicht. Manchmal werden zusätzlich ökologische Modelle zur Verbesserung der Prognosen genutzt. Doch was in jedem Fall weder bei Expertenurteilen noch bei Modellen berücksichtigt werden kann, ist die Tatsache, dass sich Arten durch Klimaveränderungen genetisch verändern können. Hinzu kommt, dass die langfristige Auswirkung invasiver Arten noch weitgehend unbekannt ist: Die Abundanz und Folgen invasiver Arten in ihrem neuen Ausbreitungsgebiet können sich wegen des Zusammenwirkens vieler ökologischer und evolutionärer Prozesse im Laufe der Zeit drastisch verändern (Strayer et al. 2006).

Prognosen zum Risiko der Etablierung eingeführter Arten sind inzwischen recht präzise. Deutlich schwerer zu prognostizieren ist die zukünftige Entwicklung etablierter Populationen, insbesondere unter dem Einfluss des sich verändernden Klimas und neuartiger Interaktionen.

Zusammenfassend betrachtet können viele Ursachen dafür angeführt werden, warum die präzise Vorhersage *aller* Invasionsprozesse immer schwierig bis unmöglich bleiben wird. Es ist jedoch möglich, wahrscheinliche Invasionsprozesse zuverlässig vorherzusagen. Zukünftige Forschung sollte versuchen, die Grenzen der Vorhersagbarkeit weiter auszuloten und bestehende Methoden der Risikobewertung sowie Vorhersagemodelle so gut wie möglich zu verbessern. Ziel sollte es sein, die Vorhersagbarkeit – auch von unwahrscheinlicheren Fällen – immer weiter zu verbessern und angesichts voraussichtlicher klimatischer, ökologischer und evolutionärer Veränderungen mehr in die Erforschung langfristiger Auswirkungen von Invasionen zu investieren. Was das Management sowie die Evaluierung invasiver Arten betrifft, wird man flexibel bleiben müssen. Die Zukunft wird zeigen, bei wie vielen Arten die Häufigkeit im neuen Gebiet auch ohne Eingreifen nach einigen Generationen wieder abnimmt, und wie heimische Arten langfristig auf ihre neuen Nachbarn reagieren werden.

Literaturverzeichnis

Cadotte, M. W. und Lovett-Doust, J. 2001. *Ecological and taxonomic differences between native and introduced plants of southwestern Ontario. Ecoscience. 8: 230-238.*

CBD. 1992. *Convention on Biological Diversity. United Nations Environment Programme.*

Crawley, M. J. 1987. *What makes a community invasible? In: Gray, A. J., et al. (Hrsg.). Colonization, Succession and Stability. Blackwell Scientific Publication. S. 429-453.*

Crawley, M. J., Harvey, P. H. und Purvis, A. 1997. *Comparative ecology of the native and alien floras of the British Isles. In: Silvertown, J. W., et al. (Hrsg.). Plant Life Histories. Ecology, Phylogeny and Evolution. Cambridge University Press. S. 36-53.*

EU. 2014. *Regulation (EU) No 1143/2014 of the European Parliament and of the Council of 22 October 2014 on the prevention and management of the introduction and spread of invasive alien species. Official Journal of the European Union. 317: 35-55. http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=OJ:JOL_2014_317_R_0003*

Ellstrand, N. C. und Schierenbeck, K. A. 2000. *Hybridization as stimulus for the evolution of invasiveness in plants? Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America. 97: 7043-7050.*

Heger, T. 2004. *Zur Vorhersagbarkeit biologischer Invasionen. Entwicklung und Anwendung eines Modells zur Analyse der Invasion gebietsfremder Pflanzen. – Technische Universität Berlin. Berlin. 197 S.*

Heger, T. und Böhmer, H. J. 2005. *The invasion of Central Europe by Senecio inaequidens DC. – a complex biogeographical problem. Erdkunde. 59: 34-49. doi: 10.3112/erdkunde.2005.01.03.*

Heger, T. und Trepl, L. 2003. *Predicting biological invasions. Biological Invasions. 5: 313-321. doi: 10.1023/B:BINV.0000005568.44154.12.*

Herron, P. M., Martine, C. T., Latimer, A. M. und Leicht-Young, S. A. 2007. *Invasive plants and their ecological strategies: prediction and explanation of woody plant invasion in New England. Diversity and Distributions. 13: 633-644. doi: 10.1111/j.1472-4642.2007.00381.x.*

Keane, R. M. und Crawley, M. J. 2002. *Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. Trends in Ecology and Evolution. 17: 164-170.*

Küffer, C. 2010. *Transdisciplinary research is needed to predict plant invasions in an era of global change. Trends in Ecology & Evolution. 25: 619-620.*

Lau, J. A. 2012. *Evolutionary indirect effects of biological invasions. Oecologia. 170: 171-181. doi: 10.1007/s00442-012-2288-x.*

Leger, E. A. 2008. *The adaptive value of remnant native plants in invaded communities: An example from the Great Basin. Ecological Applications. 18: 1226-1235. doi: 10.1890/07-1598.1.*

Lonsdale, W. M. 2011. *Risk assessment and prioritization. In: Simberloff, D. und Rejmánek, M. (Hrsg.). Encyclopedia of biological invasions. University of California Press. S. 604-609.*

Maron, J. L., Vila, M., Bommarco, R., Elmendorf, S. und Beardsley, P. 2004. *Rapid evolution of an invasive plant. Ecological Monographs. 74: 261-280.*

Matthews, R. A. J. 1996. *Base-rate errors and rain forecasts. Nature. 382: 766.*

Matthews, R. A. J. 1997. *Decision-theoretic limits on earthquake prediction. Geophysics J. Int. 131: 526-529.*

Reichard, S. H. und Hamilton, C. W. 1997. *Predicting invasions of woody plants introduced into North America. Conservation Biology. 11: 193-203.*

Rejmánek, M. 1995. *What makes a species invasive? In: Pyšek, P., et al. (Hrsg.). Plant Invasions – General Aspects and Special Problems. SPB Academic Publishing. S. 3–13.*

Rejmánek, M., Richardson, D. M., Higgins, S. I., Pitcairn, M. J. und Grotkopp, E. 2005. *Ecology of invasive plants: state of the art. In: Mooney, H. A., et al. (Hrsg.). Invasive alien species: a new synthesis. SCOPE Band 63. Island Press. S. 104–161.*

Saul, W.-C., Jeschke, J. M. und Heger, T. 2013. *The role of eco-evolutionary experience in invasion success. NeoBiota. 17: 57-74. doi: 10.3897/neobiota.17.5208.*

Strayer, D. L., Eviner, V. T., Jeschke, J. M. und Pace, M. L. 2006. *Understanding the long-term effects of species invasions. Trends in Ecology & Evolution. 21: 645-651.*

Webb, S. L., Dwyer, M., Kaunzinger, C. K. und Wyckoff, P. H. 2000. *The myth of the resilient forest: Case study of the invasive Norway maple (Acer platanoides). Rhodora. 102: 332-354.*

Williamson, M. 2001. *Can the impacts of invasive plants be predicted? In: Brundu, G., et al. (Hrsg.). Plant Invasions. Species Ecology and Ecosystem Management. Backhuys Publishers. S. 11-20.*

2.4 Lob und Kritik – Die Wahrnehmung eingeführter Baumarten variiert und ändert sich mit der Zeit

Uwe Starfinger und Ingo Kowarik

Bei eingeführten Baumarten spielt neben Fakten auch die Wahrnehmung eine Rolle.

Eingeführte Baumarten werden seit Langem für die unterschiedlichsten Zwecke genutzt, beispielsweise als Zierbäume in Parks und Gärten, als Straßenbäume sowie für die Holzproduktion oder andere forstwirtschaftliche Zwecke. Jedoch können von solchen Pflanzungen biologische Invasionen ausgehen, die häufig als eine Hauptursache für die Bedrohung der biologischen Vielfalt betrachtet werden (Richardson und Rejmánek 2011). Invasive gebietsfremde Arten können auch einen erheblichen wirtschaftlichen Schaden verursachen. Die Gesamtkosten solcher Arten in Europa wurden auf mindestens 12,5 Milliarden Euro pro Jahr geschätzt (Kettunen et al. 2009). Folglich werden invasive Arten bei internationalen Naturschutzmaßnahmen sehr hoch eingestuft, zum Beispiel im Übereinkommen über die biologische Vielfalt (CBD) oder in der neuesten EU-Verordnung über die Prävention und das Management der Einbringung und Ausbreitung invasiver gebietsfremder Arten (EU 2014).

Die Risiken und Nutzen, die eingeführten Baumarten gleichermaßen zugesprochen werden, führen häufig zu konträren Sichtweisen zur Nutzung solcher Arten (Dickie et al. 2014). Solche Konflikte machen sich besonders im Fall eingeführter Baumarten in der Forstwirtschaft und Landschaftsgestaltung bemerkbar. Viele dieser Arten werden wegen ihres Wertes für die Holzgewinnung und ihres schnelleren Wachstums geschätzt und einheimischen Baumarten als Forstgehölze vorgezogen. Somit bestehen geschätzte 25 % der weltweiten forstlichen Pflanzungen aus eingeführten Baumarten (FAO 2010). In einigen Teilen Europas setzen Förster stark auf eingeführte Baumarten, da sie oft für geeigneter als einheimische Arten gehalten werden (Brundu und Richardson 2016).

Angesichts bestehender oder erwarteter Invasionsrisiken plädieren viele Akteure dafür, einheimische Arten den eingeführten vorzuziehen, da erstere nicht invasiv und besser in die heimischen Ökosysteme integriert sind (Kendle und Rose 2000, Sjöman et al. 2016). Folglich wurden Strategien entwickelt, die die Nutzung einheimischer Arten generell bevorzugen (Brundu und Richardson 2016), um Invasionsrisiken auszuschließen. Die Bewertung solcher Risiken ist jedoch auch eine Frage der Wahrnehmung und der zugrunde liegenden Werte. In diesem Kapitel werden Fallstudien zu zwei prominenten eingeführten Baumarten verwendet, um zu zeigen, wie die Einstellungen zu (einst) häufig kultivierten eingeführten Baumarten in bestimmten Situationen unterschiedlich sein können, und wie sie sich mit der Zeit verändern können.

Bei Betroffenen variieren die Meinungen.

Die Wahrnehmung eingeführter Baumarten variiert zwischen Teilen der Öffentlichkeit und in den unterschiedlichen Berufsfeldern. In einer Schweizer Studie waren den befragten Laien die möglichen negativen Folgen invasiver Pflanzenarten nicht bewusst (Lindemann-Matthies 2016). Sie bewerten Pflanzenarten anhand ihres Vorkommens als attraktiv, exotisch oder vertraut. Dieselben Personen in dieser Studie waren allerdings weitgehend mit der Beseitigung von Pflanzen einverstanden, nachdem sie über die durch diese Pflanzenarten verursachten enormen Kosten oder Gesundheitsprobleme informiert wurden. Sogar Expertenmeinungen gründen nicht unbedingt auf sachlichen Informationen über Auswirkungen der Arten. In Spanien konnten Andreu et al. (2009) ein ausgeprägtes Bewusstsein für invasive Arten bei Umweltbeauftragten feststellen. Die Entscheidung, solche Arten zu bekämpfen wurde jedoch anhand der lokalen Auffassung zur Häufigkeit, Verbreitung und dem wahrgenommenen Einfluss einer Art gefällt anstatt anhand ihres Status im nationalen Klassifizierungssystem. So variierte auch die Wahrnehmung bei verschiedenen Akteuren in Norddeutschland in Bezug auf Invasionsrisiken stark. Eine erhebliche Anzahl an Entscheidungen zur Bekämpfung invasiver Pflanzen wurde nicht durch Berichte über negative Auswirkungen der betroffenen Arten gestützt (Kowarik und Schepker 1998). Eine Studie aus Südafrika unterstreicht, wie sehr lokale Faktoren (z. B. Landbesitz oder Nähe zu Invasionsfällen) Wahrnehmungsmuster verändern (Shackleton et al. 2015). Einer aktuellen Studie über Meinungen zu eingeführten Baumarten nach könnten jedoch Argumentationen zu invasiven Arten seitens der Experten und der Öffentlichkeit besser miteinander zu vereinbaren sein als gemeinhin angenommen (vgl. Fischer et al. 2014). Daher würde Transparenz bei der Bewertung der Auswirkungen eingeführter Baumarten sowie der Frage, ob sie gepflanzt oder bekämpft werden sollten, die Akzeptanz von in diesem Zusammenhang gefällten Entscheidungen erhöhen.

Es dauerte einige Zeit, die vielfältigen Auswirkungen eingeführter Arten zu verstehen.

Die Erforschung unbekannter Gebiete hat schon immer zur Entdeckung unbekannter Pflanzenarten geführt. Diese Exoten wurden geschätzt, waren gefragt und verliehen einem eigenem Berufszweig, dem der „Pflanzenjäger“, Aufschwung (z. B. Fry 2013). Als die Forstwissenschaft sich in Deutschland zwischen 1770 und 1850 etablierte, war das Thema der möglichen Einführung exotischer Baumarten von großem Interesse: Die Hoffnung war, mit Aufforstungen solcher Arten nach langen Phasen der Waldzerstörung durch Übernutzung die Holzproduktion in Europa wieder anzukurbeln. Seit der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts wurden hierzu eingeführte Baumarten systematisch geprüft. In mehreren europäischen Ländern wurden Forschungsstationen gegründet, um geeignete Baumarten zu finden. Zu den ersten angebauten Exoten gehörten die Spätblühende Traubenkirsche (*Prunus serotina* Ehrh.) und die Gewöhnliche Robinie (*Robinia pseudoacacia* L.) (Booth 1896; mehr dazu in Kapitel 1.2).

Nach der Publikation von Charles Elton (1958) „*The ecology of invasions by animals and plants*“ weckten biologische Invasionen als ökologisches und biogeographisches Thema

immer mehr Interesse. Lange Zeit jedoch wurden Bäume und Sträucher nicht als wichtige Gruppe invasiver gebietsfremder Arten wahrgenommen und nur 0,5 bis 0,7 % der Baum- und Straucharten gelten als invasiv (Richardson und Rejmánek 2011). Wegen der vielfältigen Nutzung dieser Arten in der Waldbewirtschaftung und in anderen Bereichen ist allerdings die Bedeutung der Invasion von Holzgewächsen gestiegen.

Nicht ganz einfach: Ist ein Forstschädling ein Forstschädling oder nicht?

Anhand der Spätblühenden Traubenkirsche (*Prunus serotina* Ehrh.) kann gezeigt werden, wie sich die Wahrnehmung der Menschen im Laufe der Zeit verändert hat (Starfinger et al. 2003). In den Jahren nach ihrer Einführung Anfang des 17. Jahrhunderts wurde diese Art wie viele andere neu importierte Pflanzenarten zu dieser Zeit als exotische Seltenheit geschätzt. Mit ihren hübschen Blüten, genießbaren Früchten, den glänzenden Blättern sowie leuchtenden Farben im Herbst war sie als Zierbaum eine willkommene Ergänzung in Parks und großen Gärten. Des Weiteren wurde die Spätblühende Traubenkirsche auch aus forstwirtschaftlicher Sicht wertgeschätzt, hoffte man doch, dass sie selbst auf armen Böden Nutzholz produzieren würde. Später hieß es, diese Art würde die Boden- und Standortbedingungen in Nadelholzaufforstungen verbessern (von Wendorff 1952), und sie wurde als so genannte dienende Holzart gesehen: eine Art, die nicht wegen ihrer Holzqualität wertvoll ist, sondern wegen ihres Nutzens für den Wald als Ganzes; zum Beispiel dank positiver Auswirkungen auf Bodenprozesse. Ein weit angelegtes Pflanzungsprogramm führte in großen Teilen des nördlichen Mitteleuropas auf Sandböden von Polen bis Frankreich zu Wäldern mit dichter Strauchschicht aus Spätblühender Traubenkirsche. Diese Bestände stammen überwiegend aus ersten Pflanzungen und wuchsen anschließend aufgrund der spontanen Regeneration und Ausbreitung der Spätblühenden Traubenkirsche.

Diese Entwicklung führte zum nächsten Wandel in der Wahrnehmung. Mit Beginn der 1960er begannen Förster in den Niederlanden, diese Art als „bospest“ zu bezeichnen („Waldpest“; mehr dazu in Kapitel 5.6.). Die Sichtweise war eng verbunden mit der Auffassung, dass die Spätblühende Traubenkirsche bekämpft werden konnte – und sollte. Diese Ansicht wurde bald von der Realität eingeholt. In vielen Gebieten besteht inzwischen nicht mehr die Auffassung, man müsse sich dieser Art entledigen. Viele Förster sind vielmehr der Meinung, dass man mit der Art nicht nur leben muss, sondern dass diese Koexistenz gar keine schlechte Option ist. Aktuelle Arbeiten aus deutschen Wäldern weisen auf die Möglichkeit hin, Kiefernwälder (*Pinus sylvestris* L.), in denen bereits dichte Bestände der Spätblühenden Traubenkirsche vorkommen, in artenreichere Mischwälder umzuwandeln, indem forstliche Maßnahmen auf das wechselnde Lichtangebot während der Entwicklung der Population der Spätblühenden Traubenkirsche abgestimmt werden (Hamm et al. 2015a). Mit dem Alter der Population wird das Lichtangebot am Waldboden minimiert und nimmt dann wieder zu. Dies ermöglicht die Ansiedlung anderer (schattentoleranter) Baumarten. In einem Gewächshausexperiment entdeckten Hamm et. al. (2015b) sogar Hinweise auf einen positiven Einfluss der Streu der Spätblühenden Traubenkirsche auf das Wachstum anderer Bäume.

Die Geschichte der Spätblühenden Traubenkirsche zeigt, wie sich die Wahrnehmung von Öffentlichkeit und Experten in Bezug auf eine Pflanze im Verlauf der Jahrhunderte verändern kann (Abb. 22). Es ist auffallend, wie die häufig auf Vermutungen anstatt Beweisen

basierte Wahrnehmung und Einstellung gegenüber jenen Arten lange Bestand hatten und wie nach Jahrzehnten angewandter Studien neue Managementideen entstehen können. Zusätzlich zu sich wandelnden Annahmen kann sich mit der Zeit sogar das ökologische Verhalten einer Art ändern: Aufzeichnungen zeigen, dass sich in der Vergangenheit relativ wenige Insekten von der Spätblühenden Traubenkirsche ernährten, sich aber im Verlauf der letzten Jahrhunderte eine vielfältigere pflanzenfressende Gemeinschaft entwickelt hat (Schilthuizen et al. 2016).

Im Fall der Spätblühenden Traubenkirsche sind sich Experten aus Naturschutz und Forstwirtschaft mittlerweile einig, dass die Art unerwünscht ist. Diese Entscheidung wurde auch durch die naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung (German-Austrian Black List Information System – GABLIS; Essl et al. 2011) gestützt, nach dem die Spätblühende Traubenkirsche auf die Liste der invasiven Arten gesetzt wurde (Seitz und Nehring 2013a). Außerdem wurde die Art auch mit einem anderen, auf der Perspektive der Förster basierenden Bewertungsschema (Vor et al. 2015) untersucht, das die Spätblühende Traubenkirsche als invasive Art bewertet, von deren Anbau in Wäldern abgeraten wird. Abschließend kann festgestellt werden, dass der Fall der Spätblühenden Traubenkirsche als Beispiel für die sich ändernde Haltung gegenüber einer Art und den damit zusammenhängenden Maßnahmen steht. Erst seit kurzem erfolgt die Einstufung als Forstschädling anhand von standardisierten Protokollen.

Abb. 22: Wahrnehmung und Verwendung der Spätblühenden Traubenkirsche in Europa zu unterschiedlichen Zeiten. Die gestrichelte Linie zeigt den Zeitraum, in dem eine Wahrnehmung bzw. Verwendung vorkam, die fette Linie wann diese vorherrschte (Nachdruck aus Starfinger et al. 2003 mit Erlaubnis von Springer).

Eine invasive Art in einem Naturschutzgebiet: nicht immer ein Problem.

Die Gewöhnliche Robinie (*Robinia pseudoacacia* L.) ist eine weitere, in Nordamerika heimische Art, die lange Zeit als Zierpflanze, in Wäldern und als Straßenbaum genutzt wurde und darüber hinaus auch bei Imkern beliebt ist (Cierjacks et al. 2013). In vielen Teilen der Welt – darunter in Asien, Afrika und Europa – ist die Baumart inzwischen eingebürgert. Es handelt sich um eine früh in der Sukzession auftretende Art, die sich leicht im Offenland ansiedelt, im Schatten aber nicht verjüngt, so dass sie im Verlauf der Sukzession meist von langlebigeren Bäumen verdrängt wird. Wegen ihrer Fähigkeit, Stickstoff zu binden, kann die Gewöhnliche Robinie den Nährstoffkreislauf in Ökosystemen, in denen sie sich etabliert hat, stark beeinflussen. Die Robinie zählt zu den invasiven Arten, da sie offene Lebensräume erobert und verändert: zum Beispiel im Grünland, wo sie die bestehende Vegetation durch Beschattung verdrängt und die Bodenbedingungen verändert. Sie wird in Deutschland daher als invasive gebietsfremde Art klassifiziert (Seitz und Nehring 2013b) sowie in weiteren Ländern auf die Listen invasiver Arten gesetzt (mehr dazu in Kapitel 5.1.). In naturnahen Gegenden wird die Baumart häufig als Beeinträchtigung angesehen; entsprechend stark sind die Bekämpfungsmaßnahmen. In vielen Ländern erfolgt dies vorwiegend mit chemischen Mitteln, wenn auch mit unterschiedlichem Erfolg (CABI 2016). Wo hingegen chemische Mittel nicht eingesetzt werden, greift man mit unterschiedlichem Erfolg zu alternativen Methoden wie der Ringelung (aktueller Überblick in Schmiedel et al. 2015). Den negativen Folgen stehen positive Fälle der Nutzung in der Forstwirtschaft und bei Niederwald mit Kurzumtrieb für Bioenergieerzeugung gegenüber. Förster (Vor et al. 2015) haben der Robinie einen gewissen Grad an forstwirtschaftlicher Eignung und begrenzte Invasivität zugesprochen, da sie sich unter Baumkronen nicht verjüngt und ausbreitet.

Die Robinie ist oft in städtisch-industriellen Lebensräumen mit hohem Störungsgrad zu finden, wo sie mit anderen Arten „neue urbane Ökosysteme“ (Kowarik 2011) bildet. In Berlin führte die politische Situation nach dem Zweiten Weltkrieg zur Entwicklung vieler solcher ungewöhnlicher Ökosysteme, die zur intensiven Entwicklung der Stadtökologie als Fachwissenschaft beitrugen (Sukopp 1990). Ein Großteil der bebauten Fläche war im Krieg zerstört worden, und als Berlin zwischen Ost- und Westdeutschland geteilt wurde, lagen viele dieser Gegenden zunächst brach. Ein Beispiel ist ein innerstädtischer Güterbahnhof aus dem 19. Jahrhundert, das Schöneberger Südgelände, das nach dem Krieg jahrzehntelang nicht genutzt wurde. Hier macht die Robinie einen Großteil der sich etablierenden Artengemeinschaften aus, während andere Teile von der einheimischen Hänge-Birke (*Betula pendula* Roth) dominiert wurden oder lange Zeit frei blieben. Die nahezu ungestörte Entwickluing der Vegetation auf neuartigen Standorten war einzigartig. Nach dem Fall der Berliner Mauer wurden viele dieser innerstädtischen Gebiete wieder bebaut. Das Schöneberger Südgelände bildete eine Ausnahme und wurde zu einem der ersten, offiziell ausgewiesenen Naturschutzgebiete für urban-industrielle Natur in Deutschland erklärt (Kowarik und Langer 2005). Hier nimmt die Robinie eine exakt gegensätzliche Rolle im Vergleich zu anderen Naturschutzgebieten ein, in denen sie als schädliche Art wahrgenommen wird, die ausgerottet werden sollte. Auf dem Schöneberger Südgelände entstand eine neue Chance: Über lange Zeit hinweg erlaubte man die Entwicklung neuartiger Waldgemeinschaften in urbaner Umgebung. Das Beispiel der Robinie zeigt, dass sogar im Fall einer Art, deren Bewertung auf einem eindeutigen Protokoll wie einer Schwarzen Liste beruht, alternative Haltungen fortbestehen können und zum Beispiel zu Bekämpfungsmaßnahmen, lokaler Ausrottung, forstwirtschaftlicher Nutzung oder Schutz führen können.

Die Auflistung der Bösewichte ist gut, löst aber nicht das Problem.

Die oben aufgeführten Beispiele zeigen, dass die Bewertung eingeführter Arten kontextabhängig ist – eine Tatsache, die nicht durchgehend in der Öffentlichkeit anerkannt ist. Strategien, die sich mit eingeführten Baumarten befassen, müssen auf transparenten, wiederholbaren und dokumentierten Verfahren basieren. Dies sollte die Nutzung der zugrunde liegenden Daten zu Auswirkungen (z. B. Ausmaß der Folgen oder betroffene Ressourcen) und normativen Annahmen, an denen sich Bewertungen von Schaden oder Nutzen orientieren, garantieren und Raum für Diskussion lassen. Zu diesem Zweck können Bewertungen für Listen invasiver Arten wie die des Bundesamts für Naturschutz genutzt werden (Essl et al. 2011, Nehring et al. 2013, 2015). Das oben genannte Beispiel der Spätblühenden Traubenkirsche zeigt, wie wichtig es ist, Urteile zu Arten auf der Grundlage von Fakten anstatt von vagen Ideen und Meinungen zu fällen, wie es in der Vergangenheit häufig geschehen ist. Um die unterschiedlichen Perspektiven und Wahrnehmungen berücksichtigen zu können, bedarf es auch Transparenz (Pergl et al. 2016). Schwarze Listen können ein wertvolles Instrument für die Förderung der biologischen Sicherheit von Ländern und Regionen sein. Das Beispiel der Robinie jedoch zeigt, dass eine Art nicht in jeder Situation von Natur aus schädlich oder ausschließlich nützlich ist, sondern dass ihr Schaden oder Wert von Fall zu Fall bewertet werden muss. Dass eine auf der Schwarzen Liste aufgeführte Art harmlos und in manchen Situationen gar günstig sein kann, ist vielmehr die Regel als die Ausnahme. Im Kontext der EU-Verordnung 1143/1014 wurden Kriterien für die Listung von Arten und eine erste Liste EU-relevanter invasiver Arten erarbeitet, für die folglich ein Verbot für den Verkauf, die Nutzung und Pflanzung etc. besteht. Diese Liste wird weiterentwickelt. Auch wenn diese Liste nicht dafür gedacht ist, eine große Anzahl eingeführter Arten aufzuführen, wird sie Interessenskonflikte verursachen.

Eine weitere Frage ist, wie Baumarten gehandhabt werden, die (i) nicht unter die EU-Vorschrift 1143/1014 fallen, aber (ii) in einem oder mehreren europäischen Ländern auf der Schwarzen Liste stehen und (iii) je nach Kontext Vor- oder Nachteile mit sich bringen. Um Entscheidungen zur Nutzung solcher Arten oder ihrem Umgang zu stützen, bieten Klassifizierungen auf Schwarzen Listen wichtige, aber nicht ausreichende Informationen. Schwarze Listen klassifizieren Arten auf typologischer Ebene. Daher kann nicht erwartet werden, dass sie Folgen in Betracht ziehen, die auf regionaler Ebene normalerweise unterschiedlich ausfallen. Außerdem ist die Frage von Bedeutung, welche Ökosystemdienstleistungen betroffen sind (Dickie et al. 2014). Nochmals zurück zum Beispiel der Robinie: Auf Grund ihrer spezifischen ökologischen Eigenschaften verändert diese Baumart Ökosysteme weitgehend. Aber nicht all diese Veränderungen stehen im Konflikt mit der Erhaltung der Artenvielfalt. Ein Vergleich der Zusammensetzung von Pflanzen- und Tierarten bei Beständen aus Robinie oder der einheimischen Hänge-Birke zeigte keinerlei eindeutig negative Folgen eingeführter Baumarten auf die Artenvielfalt in urbanen Gebieten. Bestände aus einheimischen Baumarten enthielten mehr Pflanzenarten, aber die Dominanz der eingeführten Baumarten führte nicht zur Vereinheitlichung der Pflanzenbestände. In den Robinien-Beständen war die Zusammensetzung der einheimischen Begleitarten sogar heterogener als dies in den von der einheimeischen Hänge-Birke dominierten Beständen der Fall war (Trentanovi et al. 2013). Die Spinnen- und Laufkäferfauna war in urbanen Robinienbeständen ähnlich vielfältig (Alpha-, Beta-Diversität) wie in Birken-Beständen auf städtischen Standorten (Buchholz et al. 2015).

Selbst das Pflanzen von auf der Schwarzen Liste geführten Baumarten kann daher zu bestimmten Anlässen in Betracht gezogen werden – unter der Voraussetzung, dass eine umfassende und realistische Risikobewertung existiert, welche die Unterschiede zwischen geografischen und ökologischen Zusammenhängen und die Beeinträchtigung gefährdeter Lebensräume berücksichtigt. In nördlicheren Ländern mit kühlerem Klima sind potenzielle

Risiken deutlich geringer als in wärmeren Teilen Europas, wie in Österreich oder Ungarn. Insbesondere auf schwierigen Stadtstandorten könnte ein vollständiger Verzicht auf eingeführte Baumarten nachteilig sein, weil das Spektrum der dafür geeigneten einheimischen Baumarten nicht ausreicht (Sjöman et al. 2016). Mit dem Klimawandel werden auch Invasionsrisiken zunehmen (Kleinbauer et al. 2010), aber wegen begrenzter Ausbreitungsfähigkeit der Robinie können Anpflanzungen dieser Baumart in angemessenem Abstand zu gefährdeten Ökosystemen selbst in wärmeren Regionen sicher sein.

Hilfe durch Pflanzengesundheit: Risikoanalysen können Urteile standardisieren.

Viele invasive Arten erfüllen die Kriterien der Definition für Pflanzenschädlinge im Sinne des Internationalen Pflanzenschutzübereinkommens (IPPC), weil sie andere Pflanzen bedrohen. Seit Langem werden die Protokolle zur Schadorganismus-Risikoanalyse (PRA) aus dem Gebiet der Pflanzengesundheit genutzt. Sie folgen internationalen Standards (Internationaler Standard für Pflanzenschutzmaßnahmen (ISPM) 11) und wurden als Grundlage für den Schutz vor unerwünschten Schädlingen entwickelt. Da sie von der Welthandelsorganisation für die Durchsetzung von Handelsbeschränkungen anerkannt sind, mussten die PRAs unbedingt transparent, detailliert und unparteiisch ausfallen. Daher sind sie weniger voreingenommen als Stellungnahmen, die auf Wahrnehmungen gründen. Wegen der weltweiten Überschneidung des Konzepts der „invasiven-, gebietsfremden Arten“ im Übereinkommen über die biologische Vielfalt (CBD) und des „Quarantäneschadorganismus“ im IPPC kann die phytosanitäre PRA auch genutzt werden, um potenzielle negative Auswirkungen von forstwirtschaftlich genutzten Baumarten zu bewerten (Schrader und Starfinger 2009).

Bei komplexen Angelegenheiten können Wegweiser hilfreich sein.

Lösungen für Probleme zu finden, die durch invasive, gebietsfremde Arten entstehen, ist eine Aufgabe für die gesamte Gesellschaft und nicht nur für Fachleute. Daher muss berücksichtigt werden, dass unterschiedliche Gruppen unterschiedliche Wahrnehmungen haben. Gesetzliche Vorschriften auf nationaler und europäischer Ebene sind selbstverständlich zu beachten. Sie beinhalten festgelegte Vorgehensweisen im Umgang mit invasiven Baumarten, bieten aber häufig auch die Möglichkeit für Ansätze, die je nach regionalem und kulturellem Kontext unterschiedlich ausfallen können. Die Erkenntnisfortschritte der Invasionsökologie sollten für solche Diskussionen genutzt werden. Ein besseres Verständnis der Folgen einer Invasion im Hinblick auf den Schutz der Artenvielfalt und andere gesellschaftliche Ziele gehört ebenso zur modernen Invasionswissenschaft wie auch die Entwicklung von Ansätzen zu Prävention und Management biologischer Invasionen (Kühn et al. 2011). Trotz weit gefasster Zielsetzungen haben (Invasions-)Wissenschaftler häufig einen anderen Fokus als andere Betroffene (Bayliss et al. 2013). Für die Entwicklung und Umsetzung von Strategien sowie für Entscheidungen zu Nutzung und Management eingeführter Pflanzenarten ist daher die Einbindung aller Betroffenen entscheidend.

Literaturverzeichnis

Andreu, J., Vilà, M. und Hulme, P.E., 2009. *An assessment of stakeholder perceptions and management of noxious alien plants in Spain. Environmental Management. 43: 1244-1255. doi:10.1007/s00267-009-9280-1*

Bayliss, H., Stewart, G., Wilcox, A. und Randall, N. 2013. *A perceived gap between invasive species research and stakeholder priorities. NeoBiota. 19: 67-82. doi:10.3897/neobiota.19.4897*

Booth, J. 1896. *Die nordamerikanischen Holzarten und ihre Gegner. Zeitschrift für Forst- und Jagdwesen: 18*

Brundu, G. und Richardson, D.M. 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. doi:10.3897/neobiota.30.7015*

Buchholz, S., Tietze, H., Kowarik, I. und Schirmel, J. 2015. *Effects of a major tree invader on urban woodland arthropods. PLoS ONE. 10(9): e0137723. doi:10.1371/journal.pone.0137723*

CABI 2016. *Robinia pseudoacacia. In: Invasive Species Compendium. Wallingford, UK: CAB International. www.cabi.org/isc.*

Cierjacks, A., Kowarik, I., Joshi, J., Hempel, S., Ristow, M., von der Lippe, M. und Weber, E. 2013. *Biological flora of the British Isles: Robinia pseudoacacia. Journal of Ecology. 101: 1623-1640. doi:10.1111/1365-2745.12162*

Dickie, I.A., Bennett, B.M., Burrows, L.E., Nuñez, M.A., Peltzer, D.A., Porté, A., Richardson, D.M., Rejmánek, M., Rundel, P.W. und van Wilgen, B.W. 2014. *Conflicting values: ecosystem services and invasive tree management. Biological Invasions. 16(3): 705-719. doi:10.1007/s10530-013-0609-6*

Elton, C. 1958. *The ecology of invasions by animals and plants. Methuen, London. 196 S.*

Essl, F., Nehring, S., Klingenstein, F., Milasowszky, N., Nowack, C. und Rabitsch, W. 2011. *Review of risk assessment systems of IAS in Europe and introducing the German-Austrian black list information system (GABLIS). Journal for Nature Conservation. 19: 339-350. doi:10.1016/j.jnc.2011.08.005*

EU. 2014. *Regulation (EU) No 1143/2014 of the European Parliament and of the Council of 22 October 2014 on the prevention and management of the introduction and spread of invasive alien species. Official Journal of the European Union. 317: 35-55. http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=OJ:JOL_2014_317_R_0003*

FAO. 2010. *Global Forest Resources Assessment 2010. Main Report. FAO Forestry Paper 163. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rom, Italien. 340 S.*

Fischer, A., Selge, S., van der Wal, R., und Larson, B.M. 2014. *The public and professionals reason similarly about the management of non-native invasive species: a quantitative investigation of the relationship between beliefs and attitudes. PloS ONE. 9(8): e105495. doi:10.1371/journal.pone.0105495*

Fry, C. 2013. *The plant hunters: the adventures of the world's greatest botanical explorers. University of Chicago Press, Chicago. S. 63; illustriert. ISBN 9780226093314.*

Hamm, T., Huth, F. und Wagner, S. 2015a. *Kiefernforsten renaturieren trotz Spätblühender Traubenkirsche? AFZ-DerWald. 4/2015: 22-25.*

Hamm, T., Huth, F. und Wagner, S. 2015b. *Spätblühende Traubenkirsche – ein Vorteil für das Keimbett? AFZ-DerWald. 4/2015: 26*

Kendle, A.D. und Rose, J.E. 2000. *The aliens have landed! What are the justifications for 'native only' policies in landscape plantings? Landscape and Urban Planning. 47(1–2): 19-31. doi:10.1016/S0169-2046(99)00070-5*

Kettunen, M., Genovesi, P., Gollasch, S., Pagad, S., Starfinger, U. ten Brink, P. und Shine, C. 2009. *Technical support to EUstrategy on invasive species (IAS) – Assessment of the impacts of IAS in Europe and the EU (final module report for the European Commission). Institute for European Environmental Policy (IEEP), Brüssel, Belgien. 44 S. + Anlagen.*

Kleinbauer, I., Dullinger, S., Peterseil, J. und Essl, F. 2010. *Climate change might drive the invasive tree Robinia pseudacacia into nature reserves and endangered habitats. Biological Conservation. 143: 382-390. doi:10.1016/j.biocon.2009.10.024*

Kowarik, I. 2011. *Novel urban ecosystems, biodiversity and conservation. Environmental Pollution. 159: 1974-1983. doi:10.1016/j.envpol.2011.02.022*

Kowarik, I. und Langer, A. 2005. *Natur-Park Südgelände: Linking Conservation and Recreation in an Abandoned Railyard in Berlin. In: Kowarik I., Körner, S. (Hrsg.) Wild Urban Woodlands. New perspectives for Urban Forestry. Springer, Berlin, Heidelberg. S.287-299. doi:10.1007/3-540-26859-6_18*

Kowarik, I. und Schepker, H. 1998. *Plant invasions in northern Germany: human perception and response. In: Starfinger, U., Edwards, K., Kowarik, I. und Williamson, M. (Hrsg.) Plant invasions. Ecology and human response. Backhuys, Leiden. S. 109-120.*

Lindemann-Mathies, P. 2016. *Beasts or beauties? Laypersons' perception of invasive alien plant species in Switzerland and attitudes towards their management. NeoBiota. 29: 15-33. doi:10.3897/neobiota.29.5786*

Nehring, S., Essl, F. und Rabitsch, W. 2013. *Methodik der naturschutzfachlichen Invasivitätsbewertung für gebietsfremde Arten, Version 1.2. – BfN-Skripten 340. 46 S.*

Nehring, S., Rabitsch,W., Kowarik, I., Essl, F. (Hrsg.) 2015. *Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde Wirbeltiere. BfN-Scripten 409. 222 S.*

Pergl, J., Sádlo, J., Petrusek, A., Laštůvka, Z., Musil, J., Perglová, I., Šanda, R., Šefrová, H., Šíma, J., Vohralík, V. und Pyšek, P. 2016. *Black, Grey and Watch Lists of alien species in the Czech Republic based on environmental impacts and management strategy. NeoBiota. 28: 1-37. doi:10.3897/neobiota.28.4824*

Richardson, D.M. und Rejmánek, M. 2011. *Trees and shrubs as invasive alien species – a global review. Diversity and Distributions. 17: 788-809. doi:10.1111/j.1472-4642.2011.00782.x*

Schilthuizen, M., Santos Pimenta, L.P., Lammers, Y., Steenbergen, P.J., Flohil, M., Beveridge, N.G.P., van Duijn, P.T., Meulblok, M.M., Sosef, N., van de Ven, R., Werring, R., Beentjes, K.K., Meijer, K., Vos, R.A., Vrieling, K., Gravendeel, B., Choi, Y., Verpoorte, R., Smit, C. und Beukeboom-,L.W. 2016. *Incorporation of an invasive plant into a native insect herbivore food web. PeerJ. 4:e1954 doi:10.7717/peerj.1954*

Schmiedel, D., Wilhelm, E.-G., Nehring, S., Scheibner, C., Roth, M. und Winter, S. 2015. *Management-Handbuch zum Umgang mit gebietsfremden Arten in Deutschland: Band 1: Pilze, niedere Pflanzen und Gefäßpflanzen. – Naturschutz und Biologische Vielfalt 141(1). 709 S.*

Schrader, G. und Starfinger, U. 2009. *Risk Analysis for Plants in European Forests, Illustrated by the Example of Prunus serotina. In: Kohli, R.K., Jose, S., Singh, H.P. und Batish, D.R. (Hrsg.) Invasive Plants and Forest Ecosystems. CRC Press, Boca Raton, London, New York, S. 195-215. doi:10.1201/9781420043389.ch12*

Seitz, B. und Nehring, S. 2013a. *Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung. Prunus serotina – Späte Traubenkirsche. In: Nehring, S., B., Kowarik I., Rabitsch, W. (Hrsg.) Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde Gefäßpflanzen. BfN-Skripten 352. S. 158–159.*

Seitz, B. und Nehring, S. 2013b. *Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung. Robinia pseudoacacia – Robinie. In: Nehring, S., B., Kowarik I., Rabitsch, W. (Hrsg.) Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde Gefäßpflanzen. BfN-Skripten 352. S. 168-169.*

Shackleton, R.T., Le Maitre, D.C., und Richardson, D.M. 2015. *Stakeholder perceptions and practices regarding Prosopis (mesquite) invasions and management in South Africa. Ambio. 44(6): 569-581. doi:10.1007/s13280-014-0597-5*

Sjöman, H., Morgenroth, J., Sjöman, J.D., Sæbø, A. und Kowarik, I. 2016. *Diversification of the urban forest—Can we afford to exclude exotic tree species? Urban Forestry and Urban Greening. 18: 237-241. doi:10.1016/j.ufug.2016.06.011*

Starfinger, U., Kowarik, I., Rode, M. und Schepker, H. 2003. *From desirable ornamental plant to pest to accepted addition to the flora?—the perception of an alien tree species through the centuries. Biological Invasions. 5: 323-335. doi:10.1023/B:BINV.0000005573.14800.07*

Sukopp, H. (Hrsg.) 1990. *Stadtökologie. Das Beispiel Berlin. Dietrich Reimers, Berlin, 455 S.*

Trentanovi, G., von der Lippe, M., Sitzia, T., Ziechmann, U., Kowarik, I. und Cierjacks, A. 2013. *Biotic homogenization at the community scale: disentangling the roles of urbanization and plant invasion. Diversity and Distributions. 19: 738-748. doi:10.1111/ddi.12028*

von Wendorff, G. 1952. *Die Prunus serotina in Mitteleuropa. Eine waldbauliche Monographie. PhD Dissertation. Universität Hamburg, Hamburg, Deutschland.*

Vor, T., Spellmann, H., Bolte, A. und Ammer, C. (eds.) 2015. *Potenziale und Risiken eingeführter Baumarten. Göttinger Forstwissenschaften: 7, Göttingen, Deutschland, Verlag Niedersächsische Staats- und Universitätsbibliothek. 296 S. http://resolver.sub.uni-goettingen.de/purl?univerlag-isbn-978-3-86395-240-2*

2.5 Koinvasion invasiver Bäume und ihrer unterirdischen Mutualisten

Martin A. Nuñez, Nahuel Policelli und Romina D. Dimarco

Die meisten Bäume benötigen mutualistische Partnerorganismen zum Gedeihen und Überleben. Solche Assoziationen bilden die Grundvoraussetzung dafür, dass diese Bäume neue Gebiete besiedeln und folglich invadieren können. Obwohl viele nichtheimische Baumarten Assoziationen mit lokalen Mutualisten eingehen können, welche die in ihrem natürlichen Verbreitungsgebiet vorhandenen ersetzen, invadieren andere, die möglicherweise einen höheren Spezialisierungsgrad aufweisen, zusammen mit den Mutualisten aus ihrem natürlichen Verbreitungsgebiet (Koinvasion). Ein Beispiel hierfür sind einige Feigenbäume (*Ficus* spp.). In den USA wurden diese Bäume, die ein hoch spezialisiertes Bestäubungssystem je nach vorkommender Wespenart besitzen, invasiv, nachdem auch ihr heimischer Bestäuber angekommen war (Richardson et al. 2000). Andere Beispiele lassen sich bei zahlreichen invasiven Bäumen finden, die unterirdische Mutualisten wie etwa stickstoffbindende Symbionten und Mykorrhizapilze benötigen, um in einem neuen geografischen Gebiet wachsen zu können (z. B. Nuñez et al. 2009, Dickie et al. 2010). Es wurde festgestellt, dass diese Mutualisten bei der Invasion zahlreicher eingeführter Baumarten eine wichtige Rolle spielen (Nuñez und Dickie 2014).

Neue Technologien haben es möglich gemacht, die Rolle unterirdischer Organismen zu erforschen und zu untersuchen, wie sich diese Organismen auf Pflanzenpopulationen und -gemeinschaften auswirken.

In der Vergangenheit tendierten die Forscher bei der Untersuchung mutualistischer Interaktionen zu einer einseitigen Betrachtungsweise, da sich der Untersuchungsschwerpunkt auf oberirdische Interaktionen (d. h. Bestäubung) konzentrierte und entsprechend der Schwerpunkt auf die Pflanzenperspektive gelegt wurde. Dies lag zum Teil an unserem eigenen Weltbild aus oberirdischer Perspektive und basierte auf dem Paradigma, dass Bodenmikroorganismen grundsätzlich überall anzutreffen und in ihrer Verbreitung nicht eingeschränkt sind (Peay et al. 2010). In den letzten Jahrzehnten wurden neue Technologien unter Verwendung molekularer Instrumente entwickelt, mit deren Hilfe die Rolle der unterirdischen Organismen besser erforscht werden konnte. Außerdem konnte näher untersucht werden, wie sich diese Organismen auf Pflanzenpopulationen und -gemeinschaften auswirken. Aufgrund der in der Vergangenheit mangelnden Fokussierung auf den unterirdischen Aspekt des Invasionsprozesses gibt es gegenwärtig zahlreiche grundsätzliche Fragen zur Invasion von Pflanzen und den zugehörigen Mutualismen, die noch unbeantwortet sind. Ein Beispiel sind die begrenzten Informationen, die uns über die Art der Verbreitung von Mykorrhizapilzen vorliegen (Galante et al. 2011). In den letzten Jahren wurde die Forschung auf diesem Gebiet intensiviert, sodass wir hoffentlich bald mehr über die Rolle der invasiven unterirdischen Biota zugunsten einer erfolgreichen Invasion von Bäumen wissen.

In diesem Kapitel werden die derzeitigen Erkenntnisse über Invasionen von Baumarten und ihren invasiven unterirdischen Mutualisten dargelegt. Der Begriff „invasive Arten" (für Pflanzen und ihre Mutualisten) wird entsprechend einer anerkannten Klassifizierung verwendet (Blackburn et al. 2011), aus der nichtheimische Arten, die in ein Gebiet eingeführt wurden und bisher nicht aus diesem Gebiet entkommen sind, wie z. B. Bergkiefer (*Pinus mugo* Turra) oder Riesenmammutbaum (*Sequoiadendron giganteum* (Lindl.) J.T. Bucholz) in Patagonien (Nuñez et al. 2011) und viele kommerzielle Baumarten ausgeschlossen sind. Mutualistische Arten, die nur Baumarten, die niemals aus ihrer Kultur geflüchtet sind, besiedeln, sind ebenfalls ausgeschlossen, z. B. Eukalyptusbäume (*Eucalyptus* spp.) in Spanien (Diez 2005). Das Kapitel beschreibt alle möglichen Invasionsszenarios für Bäume und ihre unterirdischen Mutualisten. Hierbei wird insbesondere auf den Koinvasionsprozess eingegangen.

Die meisten invasiven Bäume benötigen unterirdische Mutualisten für eine erfolgreiche Invasion.

Abb. 23: Vier verschiedene Strategien, welche die Invasivität einer Pflanze fördern, unter Berücksichtigung des Vorhandenseins oder Fehlens von Bodenorganismen. Unter jeder Strategie werden gängige Beispiele aufgeführt.

Obwohl bei den meisten Baumarten unterirdische Mutualisten für eine erfolgreiche Invasion unabdingbar sind, gibt es auch andere Baumarten, bei denen dies nicht gilt. Invasionen von Arten, die nicht von Mutualismen abhängig sind, werden durch das Fehlen eines Mutualisten nicht eingeschränkt (Abb. 23). Beispielsweise gehen invasive Bäume wie die Proteusgewächse (Allsopp und Holmes 2001) keine Assoziationen mit

Mykorrhizapilzen oder stickstoffbindenden Bakterien zur Kolonisierung ein. Die meisten dieser Pflanzen verfügen über nichtsymbiotische Alternativen zur Nährstoffaufnahme wie z. B. Cluster-Wurzeln im Falle der Proteusgewächse (Allsopp und Holmes 2001), und manchmal können sie erfolgreich invadieren, indem sie die vorhandenen mutualistischen Assoziationen ihrer Konkurrenten stören und somit ihre eigene Konkurrenzfähigkeit erhöhen (van der Putten et al. 2007, Meinhardt und Gehring 2012).

Unterirdische Mutualisten können kosmopolitisch sein, eine neue Assoziation eingehen oder zusammen mit Baumarten koinvadieren.

Bei Baumarten, die unterirdische Mutualisten benötigen, lassen sich drei Hauptstrategien erkennen (Dickie et al. 2010) (Abb. 24).

Abb. 24: Diagramm der möglichen Wege für Interaktionen zwischen heimischen und nichtheimischen Baumarten und heimischen, nichtheimischen und kosmopolitischen Bodenmutualisten. Koinvasion tritt auf, wenn sowohl die Pflanze als auch der Mutualist nichtheimisch sind. Neue Assoziationen können zwischen einer heimischen Pflanze und einem nichtheimischen Symbionten oder einer nichtheimischen Pflanze und einem heimischen Symbionten vorkommen. Eine spezielle Art von neuer Assoziation ist die Co-Xenische Assoziation, bei der sowohl die Pflanze als auch der Mutualist nichtheimisch sind, aber aus unterschiedlichen geografischen Gebieten stammen.

„Kosmopolitische“ Assoziationen kommen vor, wenn Baumarten eingeführt werden und die Mutualisten sowohl im Heimatgebiet als auch im Einführungsgebiet des Baums heimisch sind. Diese kosmopolitischen Assoziationen treten häufig zwischen arbuskulären, invasiven Mykorrhizapflanzen und generalistischen, kosmopolitischen Mykorrhizapilzen

auf – z. B. Chinesische Hanfpalme (*Trachycarpus fortunei* (Hook.) H. Wendl) (Moora et al. 2011).

Eine zweite Strategie besteht im Aufbau „neuer" Assoziationen und bezieht sich auf jene eingeführten Baumarten, die neue Assoziationen mit Symbionten eingehen können, die zwar im Einführungsgebiet, aber nicht im heimischen Verbreitungsgebiet vorhanden sind (nichtheimischer Baum, heimischer Symbiont). Ein bekanntes Beispiel für diese Strategie sind heimische Pilze aus der Republik Seychellen, die eine Symbiose mit einer Ektomykorrhiza und mit angepflanzten *Eucalyptus* spp. eingehen (Tedersoo et al. 2007). Eine weitere Art einer neuen Assoziation tritt auf, wenn ein eingeführter Symbiont mit heimischen Bäumen (heimischer Baum, nichtheimischer Symbiont) eine Verbindung eingeht, wie bei der Assoziation zwischen den heimischen Südbuchen (*Nothofagus* spp.) und nichtheimischen Fliegenpilzen (*Amanita muscaria* (L.) Hook) in Neuseeland dokumentiert (Orlovich und Cairney 2004). Noch eine andere Art von Assoziation tritt auf, wenn eine eingeführte Pflanze eine Assoziation mit einem nichtheimischen Symbionten eingeht, der nicht aus demselben heimischen Verbreitungsgebiet stammt (Co-Xenische Assoziation). Ein Beispiel hierfür ist der Ektomykorrhizapilz *Suillus luteus* (L.) Roussel aus Europa, der nordamerikanische Bäume, wie z. B. die Gelbkiefer (*Pinus ponderosa* Douglas ex C. Lawson) und die Küsten-Kiefer (*P. contorta* Douglas ex Loudon), in Südamerika besiedelt (Hayward et al. 2015a).

Die dritte Strategie ist die „Koinvasion", die mindestens genauso häufig vorkommt wie neu gebildete Assoziationen (Abb. 24). Bei einer solchen Koinvasion werden Mutualisten, die im heimischen Verbreitungsgebiet einer eingeführten Art vorhanden sind, (vorsätzlich oder unabsichtlich) zusammen mit der eingeführten Pflanze eingeführt (Mikola 1990). Ektomykorrhiza-Kieferngewächse neigen eher zu koinvasion als andere Gruppen, obwohl dies unter Umständen auf die Bemühungen, Ektomykorrhiza-Symbionten aufgrund der kommerziellen Bedeutung der Kieferngewächse einzuführen, bzw. auf einseitige Forschungsinitiativen zurückgeführt werden kann. Nach der Koinvasion können sich die mutualistischen Arten ausgehend von ihrem eingeführten Wirt verbreiten und neue Assoziationen mit heimischen Bäumen eingehen. Beispiele sind der wirtschaftlich wichtige Ektomykorrhizapilz *Tuber indicum* Cooke & Massee oder die giftigen Pilze *A. muscaria* und *A. phalloides* (Vaill. ex Fr.) Link (Dunk et al. 2012).

Es gibt aber auch Ausnahmen von den oben genannten Strategien. Obwohl viele invasive stickstoffbindende Pflanzen neue Assoziationen in ihrem neuen Verbreitungsgebiet eingehen können (Rodriguez-Echeverria et al. 2009), wurde nachgewiesen, dass in einigen Fällen eine Koinvasion die Voraussetzung für die erfolgreiche Invasion einer Pflanze ist (Rodriguez-Echeverria et al. 2011). Ähnliches geschieht im Falle der Gewöhnlichen Robinie (*Robinia pseudoacaccia* L.), einer Pflanze, die eine Assoziation mit arbuskulären Mykorrhizasymbionten eingeht. Die Robinie gedeiht besser mit arbuskulären Mykorrhizapilzen aus ihrem heimischen Verbreitungsgebiet (Koinvasion), obwohl sie in Assoziationen bekanntermaßen promisk ist, wie dies bei arbuskulären Mykorrhizapflanzen im Allgemeinen der Fall ist (Smith und Read 2008).

Nicht alle Mutualisten sind invasiv.

Die Invasivität nichtheimischer Bodenorganismen ist von zahlreichen Faktoren abhängig. Beispielsweise kommen einige mutualistische Mykorrhizapilze, die Sporen in großer

Anzahl bilden und diese über Wind, Wasser oder lokale Verbreitungshelfer wie etwa Tiere verbreiten lassen können, potenziell als Invasoren in Frage (Nuñez et al. 2013). Darüber hinaus kann eine Invasion erleichtert werden, wenn Bodenorganismen mit einer abundanten Pflanzenart und/oder verschiedenen Pflanzenarten Assoziationen eingehen können. Zudem hat sich gezeigt, dass die Bildung einer großen Anzahl von Diasporen ebenfalls ein begünstigender Faktor für eine Invasion ist (Peay et al. 2012). Frühere Studien haben ergeben, dass Mykorrhizapilze mit hoher Sporenbildung zu Invasion neigen (z. B. *Rhizopogon* spp., *Suillus* spp.), während Arten, die Assoziationen mit den Wurzeln angepflanzter Bäume eingehen, selten oder nie außerhalb von Plantagen anzutreffen sind (z. B. *Cortinarius* spp., *Inocybe* spp.) (Hynson et al. 2013, Hayward et al. 2015a). In der Regel handelt es sich bei den zur Invasion neigenden Bodenorganismen um Arten, bei denen eine Besiedlung des heimischen Verbreitungsgebiets im Anschluss an eine Störung festgestellt wurde (Hayward et al. 2015a).

Die Invasivität von Mutualisten ist ferner von ihrer Wirtspezifität abhängig. Weist ein Mutualist eine hohe Wirtspezifität auf, geht aber Assoziationen mit hoch invasiven Baumarten ein, steht diese Spezifität einer Invasion nicht im Wege. Dies trifft anscheinend auf verschiedene Arten zu, die mit Pinien koinvadieren, wie etwa die Röhrlinge (*Suillus* spp.), die in der südlichen Hemisphäre hoch invasiv sind (Hayward et al. 2015b). Ist die Wirtspezifität der Bodenmutualisten gering, könnten sie gedeihen, indem sie im Invasionsgebiet neue Assoziationen mit verschiedenen Baumarten eingehen. Dies scheint bei arbuskulären Mykorrhizapilzen, einigen stickstoffbindenden Bakterien und einigen Ektomykorrhizaarten der Fall zu sein (Dunk et al. 2012).

Durch die Koinvasion bestimmter Arten können neue Ökosystemfunktionen geschaffen werden.

Koinvasionen können verschiedene Auswirkungen haben. Eine wichtige Konsequenz besteht darin, dass die Invasion nichtheimischer Baumarten grundsätzlich ermöglicht wird. Dies könnte wesentliche Veränderungen der Ökosysteme zur Folge haben, beispielsweise durch Umwandlung von Grünland in Wald. Das Fehlen von Koinvasoren könnte das Wachstum und die Verbreitung invasiver Bäume bremsen und sogar zum Misserfolg in Forstplantagen führen, da entsprechende Ektomykorrhiza-Inokula fehlen. Ferner können nichtheimische Bodenmutualisten neue enzymatische Pfade für das invadierte Ökosystem darstellen, was beispielsweise die Bindung von atmosphärischem Stickstoff (vgl. Vitousek et al. 1987) und die Nährstoffaufnahme aus bislang nicht verfügbaren Quellen wie z. B. organischen Formen durch ericoide Mykorrhiza- oder Ektomykorrhizapilze einschließen könnte. Dies könnte erhebliche Auswirkungen nach sich ziehen, insbesondere, wenn eine solche Funktion neu im System ist. Die Invasion von Ektomykorrhizapilzen und ihren koinvasiven Pflanzen auf einigen ozeanischen Inseln wie Hawaii würde eine völlig neue Ökosystemfunktion darstellen, da es auf einigen dieser Inseln keine heimischen Ektomykorrhizabäume gibt (Hynson et al. 2013).

Die Invasion von Bodenmutualisten kann sich auch auf heimische Mutualisten auswirken, wobei die Verdrängung heimischer Pflanzenarten der augenscheinlichste Effekt einer Invasion nichtheimischer Pflanzen ist. Daher ist davon auszugehen, dass nichtheimische Mutualisten denselben Effekt haben könnten. Bis dato gibt es jedoch keine stichhaltigen Beweise für ein solches Vorkommen (Nuñez und Dickie 2014). Einige koinvasive

Mutualisten (z. B. *Bradyrhizobia* assoziiert mit invasiven Akazien) wurden auf stickstoffbindenden Pflanzen gefunden (Rodriguez-Echeverria 2010). Außerdem werden in Nordamerika gegenwärtig heimische Pflanzen von *A. phalloides* besiedelt, die ursprünglich mit eingeführten Bäumen assoziiert waren. Allerdings konnte in diesbezüglichen Untersuchungen kein Verlust der Endomykorrhiza-Vielfalt in Bodenproben nachgewiesen werden, wenn *A. phalloides* vorhanden war (Wolfe et al. 2010).

Durch Bodenmutualisten verursachte Effekte können zu erheblichen langfristigen Auswirkungen auf Ökosysteme und deren Entwicklungen führen.

Bodeneigenschaften, die durch Mutualisten hervorgerufen wurden neigen dazu, auch nach der Beseitigung eingeführter Arten bestehen zu bleiben und zukünftige Pflanzengemeinschaften und ihre heimische Ökosystemfunktion zu verändern (Malcolm et al. 2008). Wie zuvor erwähnt, können zahlreiche Effekte koinvasiver Mutualisten zu erheblichen langfristigen Auswirkungen führen. Koinvasive Mutualisten können sich aber auch direkt auf lokale Pflanzen und Tiere auswirken. Nichtheimische *Bradyrhizobium* spp., die heimische Leguminosen in Teilen Europas besiedeln, haben bemerkenswerterweise weniger negative Auswirkungen (d. h. Stickstoffbindung) als die heimischen *Bradyrhizobium*-Arten (Rodriguez-Echeverria et al. 2011). Ferner ist unbedingt zu beachten, dass einige Mykorrhiza-Fruchtkörper bei Verzehr schädlich für Mensch und Tier sein können. Durch die hochgiftigen *A. phalloides* wurden Menschen in Australien und Nordamerika vergiftet, von denen einige sogar starben (Trim et al. 1999).

Gegenwärtigen Erkenntnissen zufolge ist die Koinvasion von Bäumen und ihren koentwickelten Symbionten kein seltenes Phänomen, insbesondere bei Ektomykorrhizapilzen und stickstoffbindenden Symbiosen, die bei Bäumen häufig vorkommen (z. B. Kieferngewächse, Leguminosen, Birkengewächse, Myrtengewächse) (Nuñez und Dickie 2014). Das Fehlen von Koinvasoren kann sich einschränkend auf die Invasion des Baums und des zugehörigen Bodenorganismus auswirken, da beide koinvadieren müssen und in vielen Fällen unabhängig voneinander verbreitet werden (Nuñez et al. 2009). In anderen Gruppen von Bodenmutualisten, wie z. B. arbuskulären Mykorrhizapilzen, der wichtigsten Gruppe von Mutualisten bei invasiven Pflanzenarten (Abb. 23), besteht eine relativ hohe Promiskuität in Bezug auf potenzielle Assoziationen und ein hoher Pilzverbreitungsgrad (Tedersoo et al. 2014). Aus diesem Grund sind bei vielen invasiven Pflanzenarten häufig neue und kosmopolitische Assoziationen vorzufinden.

Das Management invasiver Bodenorganismen könnte ausschlaggebend für Invasionen von Pflanzenarten sein.

Nähere Erkenntnisse über symbiotische Interaktionen und den Koinvasionsprozess sind wichtig, um Pflanzeninvasionen besser zu verstehen. Zeitliche Verzögerungen, die bei invasiven Bäumen (Richardson und Higgins 1998, Simberloff et al. 2010) sehr häufig sind, lassen sich durch Interaktionen mit Bodenorganismen erklären (z. B. spätes Eintreffen des koinvasiven Symbionten). Aus Managementperspektive kann die Bekämpfung oder Beseitigung von Bodenmutualisten, nachdem sie sich weit verbreitet haben, angesichts

der geringen Diasporengröße und der potenziellen Persistenz in inaktiver Form über längere Zeiträume ein Problem darstellen (Bruns et al. 2009).

Die potenziellen Auswirkungen koinvasiver Mutualisten lassen sich auf verschiedene Weise minimieren. Beispielsweise sollte die Einführung hoch invasiver nichtheimischer Bodenorganismen in neue Gebiete vermieden werden. Daneben gibt es aber auch Mutualisten, die sich überwiegend vegetativ verbreiten und selten Sporen erzeugen, sodass sie als geeignet für eine Einführung anzusehen wären. Wie zuvor erwähnt, kann das Fehlen eines Koinvasors zu eingeschränktem Wachstum oder einem vollständigen Ausfall einer eingeführten Art führen, sodass in einigen Fällen die vorsätzliche Einführung eines Mutualisten sinnvoll sein könnte. Bei einigen eingeführten Baumarten, die größtenteils von koinvasiven Mutualisten abhängig sind, könnte die Verwendung heimischer Bodensymbionten (Moeller et al. 2015) oder die Minimierung der Einführung neuer nichtheimischer Symbionten ohne Biosicherheitsmaßnahmen (z. B. durch Einschränkung von Bodenbewegungen oder Bäumen in Töpfen) möglich sein. Wenn die absichtliche Einführung eines Mutualisten in Erwägung gezogen wird, müssen die Invasionsfähigkeit des Mutualisten und die möglichen negativen Auswirkungen dieser Invasion in Betracht gezogen werden. Das Management invasiver Bodenorganismen oder die Wiederherstellung von durch Bodenorganismen besiedelten Gebieten stellt angesichts ihrer unterirdischen Wuchsform, ihrer mikroskopisch kleinen Größe und ihrer Persistenzfähigkeit über längere Zeit eine gewaltige Aufgabe dar (Dickie et al. 2016). Daher ist es von entscheidender Bedeutung, dass die Verbreitung solcher Bodenorganismen begrenzt wird, um die zahlreichen negativen Auswirkungen, die mit einer Koinvasion einhergehen können, zu vermeiden. Bemühungen zur Begrenzung der Ausbreitung invasiver Arten sind unter Umständen vergeblich, wenn die Koinvasion als ausschlaggebender Faktor dafür, ob eine Pflanzenart invasiv wird oder nicht, managementseitig außer Acht gelassen wird.

Literaturverzeichnis

Allsopp, N. und Holmes, P.M. 2001. *The impact of alien plant invasion on mycorrhizas in mountain fynbos vegetation. South African Journal of Botany. 67: 150–156. doi:10.1016/S0254-6299(15)31113-3*

Blackburn, T.M., Pyšek, P., Bacher, S., Carlton, J.T., Duncan, R.P., Jarošík, V., Wilson, J.R. und Richardson, D.M. 2011. *A proposed unified framework for biological invasions. Trends in Ecology & Evolution. 26: 333–339. doi:10.1016/j.tree.2011.03.023*

Bruns, T.D., Peay, K.G., Boynton, P.J., Grubisha, L.C., Hynson, N.A., Nguyen, N.H. und Rosenstock, N.P. 2009. *Inoculum potential of Rhizopogon spores increases with time over the first 4 yr of a 99-yr spore burial experiment. New Phytologist. 181: 463–470. doi:10.1111/j.1469-8137.2008.02652.x*

Dickie, I.A., Bolstridge, N., Cooper, J.A und Peltzer, D.A. 2010. *Co-invasion by Pinus and its mycorrhizal fungi. New Phytologist. 187: 475–484. doi:10.1111/j.1469- 8137.2010.03277.x*

Dickie, I.A., Nuñez, M.A., Pringle, A., Lebel, T., Tourtellot, S. und Johnston, P.R. 2016. *Towards management of invasive ectomycorrhizal fungi. Biological invasions. doi:10.1007/s10530-016-1243-x*

Diez, J. 2005. *Invasion biology of Australian ectomycorrhizal fungi introduced with eucalypt plantations into the Iberian Peninsula. Biological Invasions. 7: 3–15. doi:10.1007/s10530-004-9624-y*

Dunk, C.W., Lebel, T. und Keane, P.J. 2012. *Characterisation of ectomycorrhizal formation by the exotic fungus Amanita muscaria with Nothofagus cunninghamii in Victoria, Australia. Mycorrhiza 22: 135–147. doi:10.1007/s00572-011-0388-9*

Galante, T.E., Horton T.R. und Swaney, D.P. 2011. *95% of basidiospores fall within 1 m of the cap: a field- and modeling-based study. Mycologia. 103: 1175–1183. doi:10.3852/10-388–*

Hayward, J., Horton, T.R. und Nuñez, M.A. 2015a. *Ectomycorrhizal fungal communities co invading with Pinaceae host plants in Argentina: Gringos bajo el bosque. New Phytologist 208: 497–506. doi:10.1111/nph.13453–*

Hayward, J., Horton, T.R, Pauchard, A. und Nuñez, M.A. 2015b. *A single ectomycorrhizal fungal species can enable a Pinus invasion. Ecology 96(5): 1438––1444. doi:10.1890/14-1100.1*

Hynson, N.A., Merckx, V.S.F.T., Perry, B.A. und Treseder, K.K. 2013. *Identities and distributions of the co-invading ectomycorrhizal fungal symbionts of exotic pines in the Hawaiian Islands. Biologial Invasions 15 (11): 2372–2385. doi:10.1007/s10530-013-0458-3–*

Malcolm, G.M., Bush, D.S. und Rice, S.K. 2008. *Soil nitrogen conditions approach preinvasion levels following restoration of nitrogen-fixing black locust (Robinia pseudoacacia) stands in a pine–oak ecosystem. Restoration Ecology. 16: 70–78. doi:10.1111/j.1526-100X.2007.00263.x*

Meinhardt, K.A. und Gehring, C.A. 2012. *Disrupting mycorrhizal mutualisms: a potential mechanism by which exotic tamarisk outcompetes native cottonwoods. Ecological Applications. 22: 532–549. doi:10.1890/11-1247.1*

Mikola, P. 1990. *The role of ectomycorrhiza in forest nurseries. Agriculture, Ecosystem and Environment. 28: 343–350. doi:10.1016/0167-8809(90)90061-H.*

Moeller, H.V., Dickie, I.A., Peltzer, D.A. und Fukami, T. 2015. *Mycorrhizal co-invasion and novel interactions depend on neighborhood context. Ecology. 96: 2336–2347. doi:10.1890/14-2361.1–*

Moora, M., Berger, S., Davison, J., Öpik, M., Bommarco, R., Bruelheide, H., Kühn, I., Kunin, W. E., Metsis, M., Rortais, A., Vanatoa, A. Vanatoa, E., Stout, J.C., Truusa, M., Westphal, C., Zobel, M. und Walther, G. 2011. *Alien plants associate with widespread generalist arbuscular mycorrhizal fungal taxa: evidence from a continental-scale study using massively parallel 454 sequencing. Journal of Biogeography. 38: 1305–1317. doi:10.1111/j.1365-2699.2011.02478.x*

Nuñez, M.A., Horton, T.R. und Simberloff, D. 2009. *Lack of belowground mutualisms hinders Pinaceae invasions. Ecology. 90: 2352–2359. doi:10.1890/08-2139.1*

Nuñez, M.A., Moretti, A. und Simberloff, D. 2011. *Propagule pressure hypothesis not supported by an 80-year experiment on woody species invasion. Oikos. 120: 1311-1316. doi:10.1111/j.1600-0706.2011.19504.x*

Nuñez, M.A., Hayward, J., Horton, T. R., Amico, G.C., Dimarco, R.D., Barrios, M.N. und Simberloff, D. 2013. *Exotic mammals disperse exotic fungi that promote invasion by exotic trees. PLoS ONE. 8(6): e66832. doi:10.1371/journal.pone.0066832:*

Nuñez, M.A. und Dickie, I.A. 2014. *Invasive belowground mutualists of woody plants. Biological Invasions. 16: 645–661. doi:10.1007/s10530-013-0612-y–*

Orlovich, D.A. und Cairney, J.W.G. 2004. *Ectomycorrhizal fungi in New Zealand: current perspectives and future directions. New Zealand Journal of Botany. 42: 721–738. doi:10.1080/0028825X.2004.9512926*

Peay, K.G., Bidartondo, M.I. und Arnold, E.A. 2010. *Not every fungus is everywhere: scaling to the biogeography of fungal–plant interactions across roots, shoots and ecosystems. New Phytologist. 185: 878–882. doi:10.1111/j.1469-8137.2009.03158.x*

Peay, K.G., Schubert, M.G., Nguyen, N.H. und Bruns, T.D. 2012. *Measuring ectomycorrhizal fungal dispersal: macroecological patterns driven by microscopic propagules. Molecular Ecology. 21: 4122–4136. doi:10.1111/j.1365-294X.2012.05666.x*

Richardson, D.M. und Higgins, S.I. 1998. *Pines as invaders in the southern hemisphere. In: Richardson D.M. (Hrsg.). Ecology and biogeography of Pinus. Cambridge University Press, Cambridge. S. 450–473.*

Richardson, D.M., Allsopp, N., D'Antonio C.M., Milton, S.J. und Rejmanek, M. 2000. *Plant invasions – the role of mutualisms. Biological Reviews. 75: 65–93. doi:10.1111/j.1469-185X.1999.tb00041.x*

Rodriguez-Echeverria, S., Crisostomo, J.A., Nabais, C. und Freitas, H. 2009. *Belowground mutualists and the invasive ability of Acacia longifolia in coastal dunes of Portugal. Biological Invasions. 11: 651–661. doi:10.1007/s10530-008-9280-8*

Rodriguez-Echeverria, S. 2010. *Rhizobial hitchhikers from Down Under: invasional meltdown in a plant-bacteria mutualism? Journal of Biogeography. 37: 1611–1622. doi:10.1111/j.1365-2699.2010.02284.x*

Rodriguez-Echeverria, S., Le Roux, J.J., Crisostomo, J.A. und Ndlovu, J. 2011. *Jack-of-all-trades and master of many? How does associated rhizobial diversity influence the colonization success of Australian Acacia species? Diversity and Distributions. 17: 946–957. doi:10.1111/j.1472-4642.2011.00787.x*

Simberloff, D., Nuñez, M.A., Ledgard, N.J., Pauchard, A., Richardson, D.M., Sarasola, M., vanWilgen, B.W., Zalba, S.M., Zenni, R.D., Bustamante, R., Peña, E. und Ziller, S.R. 2010. *Spread and impact of introduced conifers in South America: Lessons from other southern hemisphere regions. Austral Ecology. 35: 489–504. doi:10.1111/j.1442-9993.2009.02058.x*

Smith, S.E. und Read, D.J. 2008. *Mycorrhizal symbiosis. Academic Press, London. 787 S.*

Tedersoo, L., Suvi, T., Beaver, K. und Kõljalg, U. 2007. *Ectomycorrhizal fungi of the Seychelles: diversity patterns and host shifts from the native Vateriopsis seychellarum (Dipterocarpaceae) and Intsia bijuga (Caesalpiniaceae) to the introduced Eucalyptus robusta (Myrtaceae), but not Pinus caribea (Pinaceae). New Phytologist. 175: 321–333. doi:10.1111/j.1469-8137.2007.02104.x*

Tedersoo, L., Bahram, M., Põlme, S., Kõljalg, U., Yorou, N.S., Wijesundera, R., Ruiz, L.V., Vasco-Palacios, A.M, Thu, P.Q., Suija, A., et al. 2014. *Global diversity and geography of soil fungi. Science. 346: 1256688. doi:10.1126/science.1256688*

Trim, G.M., Lepp, H., Hall, M.J., McKeown, R.V., McCaughan, G.W., Duggin, G.G. und Le Couteur, D.G. 1999. *Poisoning by Amanita phalloides ("deathcap") mushrooms in the Australian Capital Territory. The Medical Journal of Australia. 171: 247–249.*

van der Putten, W.H., Klironomos, J.N. und Wardle, D.A. 2007. *Microbial ecology of biological invasions. ISME Journal.1: 28–37. doi:10.1038/ismej.2007.9*

Vitousek, P., Walker, L., Whiteaker, L., Mueler-Dombois, D. und Matson, P.A. 1987. *Biological invasion by Myrica faya alters ecosystem development in Hawaii. Science. 238: 802–804.*

Wolfe, B.E., Richard, F., Cross, H.B. und Pringle, A. 2010. *Distribution and abundance of the introduced ectomycorrhizal fungus Amanita phalloides in North America. New Phytologist. 185: 803–816. doi:10.1111/j.1469-8137.2009.03097.x*

2.6 Eingeführte Baumarten – Nutzen maximieren und Schäden gering halten: Lehren aus Südafrika

Brian W. van Wilgen

Obwohl eingeführte Baumarten allgemein als wertvoll angesehen werden, gibt es viele Beispiele solcher Arten, die invasiv werden und somit mehr Schaden als Nutzen mit sich bringen. Aus diesem Grund ist es notwendig, die potenziellen Risiken solcher Arten sorgfältig abzuwägen, bevor eine Entscheidung über ihre Einführung oder weiträumige Anpflanzung gefällt wird.

Der Mensch führt Baumarten außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebiets aus unterschiedlichen Gründen ein. In erster Linie geht es dabei um deren Nutzung für forstwirtschaftliche Plantagen (für Nutzholzerzeugnisse und Holzprodukte) sowie als Zierpflanzen in Städten und Gärten. Sie werden aber auch als Tierfutter, Feuerholz, wegen ihrer Früchte, als Schattenspender oder Windschutz sowie zur Kohlenstoffbindung oder gegen Erosion genutzt. Eingeführte Baumarten werden weitgehend als positiv für die Umwelt (Dickie et al 2014, van Wilgen 2012) wahrgenommen, und viele sind es auch. Dies führt zu einer verstärkten Förderung etwa durch Regierungen und Hilfsorganisationen. Dennoch können einige Arten invasiv werden und tun es auch, wobei sie sich weit über ihre ursprünglichen Anpflanzungsgebiete hinaus auf benachbarte Gebiete ausbreiten, und negative Folgen mit sich bringen, die in vielen Fällen den Wert jeglichen Nutzens übersteigen. Dies führt häufig zu Konflikten (van Wilgen und Richardson 2014), und trotz der Entwicklung klarer Richtlinien zur Lösung solcher Konflikte werden zukünftig Uneinigkeiten zunehmen und die Folgen stärker ausgeprägt sein.

In Südafrika scheint diesen Problemen mehr Bedeutung beigemessen zu werden als anderswo. Dafür gibt es eine Vielzahl möglicher Gründe. Die Situation in Südafrika ist insofern besonders, als es sich um eine überwiegend baumlose Region mit einer langen (> 350 Jahre) Kolonialgeschichte handelt (begleitet von einer aggressiven Einführungspolitik von Baumarten), die eine umfangreiche und mittlerweile etablierte Population invasiver, eingeführter Baumarten nach sich gezogen hat (van Wilgen und Richardson 2012). So gab es zahlreiche Fallstudien zu den Auswirkungen invasiver Baumarten nichtheimischen Ursprungs in Südafrika sowie viele Versuche, das Problem der invasiven Verbreitung zu bewältigen. Es konnten wertvolle Erkenntnisse aus diesen Erfahrungen gezogen werden, die in anderen Teilen der Welt als Informationsbasis für Politik und Verwaltung nützlich sein können.

Folgen invasiver, eingeführter Baumarten. Zahlreiche Studien haben die negativen Folgen, die mit in Südafrika invasiven, eingeführten Baumarten in Zusammenhang gebracht werden, dokumentiert. Invasive, eingeführte Baumarten können den Wasserabfluss an der Oberfläche von Wassereinzugsgebieten wesentlich reduzieren (Le Maitre et al. 1996, 2000) – ein ernstes Problem in Südafrika, wo Wasserressourcen knapp sind. Entsprechend reduzieren invasive, eingeführte Pflanzenarten (vor allem Baumarten) derzeit

den Wasserabfluss an der Oberfläche um schätzungsweise 43 Milliarden m^3 (circa 7 % der nationalen Gesamtmenge). Der Wert der potenziellen Reduzierung läge um über ein Achtfaches höher, wenn diese Baumarten ihr potenzielles Verbreitungsgebiet vollständig besiedeln würden (van Wilgen et al. 2008). In ariden Gebieten reduzieren invasive, eingeführte Baumarten darüber hinaus den Wasserstand in unterirdischen Grundwasserspeichern, mit ebenfalls negativen Folgen (Dzikiti et al. 2013). In Weidelandgebieten haben Prosopis-Arten (*Prosopis* spp.) bei einem relativ geringen Niveau von nur 15 % Bedeckung die Kapazitäten der Weiden um ein Drittel verringert (Ndhlovu et al. 2011). Ein verhältnismäßig stark invasives Verhalten auf Weideland durch Schwarzholz-Akazien (*Acacia mearnsii* (De Wild.)) verringerte die Kapazitäten mancher Weideflächen um 75 % (Yapi 2014). Invasive Arten ursprünglich nichtheimischer Bäume haben auch eine negative Auswirkung auf die biologische Vielfalt. Dies wird noch signifikanter, da mehrere Hotspots der Artenvielfalt (einzigartig in Südafrika) für das invasive Verhalten eingeführter Baumarten besonders anfällig sind (van Wilgen et al. 2008). In von Feuer dominierten Ökosystemen, erhöhen sich die Mengen brennbaren Materials durch invasive, eingeführte Baumarten und nähren somit regelmäßig vorkommende Wildfeuer, die somit schwerere Folgen haben und schwieriger zu kontrollieren sind (van Wilgen und Scott 2002). Zahlreiche Studien modellierten den generierten Nettowert eingeführter Baumarten, die zugleich Schaden und Nutzen mit sich bringen. Es hat sich gezeigt, dass der Geldwert schädlicher Folgen häufig den Wert der Vorteile übersteigt und folglich ein negativer Nettowert bleibt (z. B. Wise et al. 2012). Jedoch ist die Situation nicht statisch, da die Kosten für die Behebung der negativen Folgen häufig steigen, weil die Baumarten mit der Zeit immer größere Gebiete einnehmen (van Wilgen und Richardson 2014).

Tab. 8: Beispiele eingeführter Baumarten, die in Südafrika zu invasiven Arten geworden sind.

Baumarten	Nutzung	Invasionsstatus und Folge
Kiefern (*Pinus* spp.)	Nutzholz- und Zellstoffprodukte; Schutzgürtel (gegen Wind)	Stark invasives Verhalten einiger Arten im Fynbos-Buschland. Reduziert Artenvielfalt und Wasserressourcen; erhöht Risiko von Wildfeuern.
Australische Eukalyptusbäume (*Eucalyptus* spp.)	Nutzholz- und Zellstoffprodukte; Feuerholz; Bestäubungsleistung	Stark invasives Verhalten einer Art (*E. camaldulensis*) entlang von Flüssen. Diese Art hat weitreichende, negative Auswirkungen, einschließlich eines Rückgangs der Wasserstände und Artenvielfalt sowie der Destabilisierung von Flussufern.
Australische Akazien (*Acacia* spp.)	Nutzholz, Rindenerzeugnisse und Feuerholz; Stabilisierung von Sanddünen an Küsten	Stark invasives Verhalten einiger Arten, besonders entlang von Flüssen, Bächen und Entwässerungsleitungen. Reduziert Artenvielfalt und Wasserressourcen; erhöht Risiko von Wildfeuern; Destabilisierung von Flussufern.
Prosopis (*Prosopis* spp.)	Futter und Schatten für Vieh; Feuerholz.	Hoch invasiv in ariden Gebieten. Dezimiert Grundwasserleiter, reduziert die Kapazität von Weideland; verringert Artenvielfalt.
Jacaranda (*Jacaranda mimosaefolia* D. Don)	Blühender Zierbaum; Wahrzeichen Südafrikas Hauptstadt Pretoria	Nicht dokumentiert, verhält sich jedoch invasiv in Savannen; ihm wird eine Reduzierung der Artenvielfalt und Wasserressourcen zugeschrieben.
Trauerweiden (*Salix babylonica* L.)	Zierbaum	Nicht dokumentiert, verhält sich jedoch invasiv in Savannen; ihm wird eine Reduzierung der Artenvielfalt und Wasserressourcen zugeschrieben.

Eingeführte und invasive Baumarten in Südafrika. Bäume machen einen erheblichen Teil der invasiven, eingeführten Pflanzenarten in Südafrika aus (Abb. 25). So sind beispielsweise 75 der 238 (38 %) von Henderson (2001) aufgeführten invasiven Pflanzenarten, Bäume nicht heimischen Ursprungs (nicht berücksichtigt sind als „Büsche und kleine Bäume“ bezeichnete Arten); 15 der 19 auf nationaler Ebene einer Kontrolle unterzogenen Pflanzengruppen (79 %) waren Bäume (van Wilgen et al. 2012); 27 von 79 Arten (34 %), die von Nel et. al. (2004) entweder als „sehr weit verbreitet“ oder „weit verbreitet“, „abundant“ oder „häufig“ aufgeführt werden, waren Baumarten; 12 von 17 Pflanzenarten (71 %), die überwacht werden sollten, waren Baumarten (Forsyth et al. 2012); und 19 von 70 (27 %) der Zielpflanzen biologischer Bekämpfung waren Baumarten (Klein 2011). Einige wenige Gattungen machen einen überproportionalen Anteil der nationalen Liste aus: Dazu gehören Australische Akazien (*Acacia*, 12 Arten), Kiefern (*Pinus*, 9 Arten), Australische Eukalyptusbäume (*Eucalyptus*, 7 Arten) und Pappeln (*Populus*, 4 Arten). Auch wenn diese Arten unterschiedlich genutzt werden, sind einige von ihnen besonders problematisch geworden (Tab. 8).

Abb. 25: A: Invasive, eingeführte Kiefern im Fynbos-Buschland; B: Invasive Australische Akazien entlang eines Flusslaufs.

Erfahrungen im Umgang mit invasiven, eingeführten Baumarten. Das Management eingeführter, invasiver Baumarten hat sich in Südafrika in den letzten 40 Jahren als Reaktion zu auftretenden Problemen entwickelt, wie beispielsweise den exzessiven Wasserverbrauch durch Plantagen, die Veränderung von Werten und Märkten sowie eine neue ökologische Ordnung durch invasive, eingeführte Baumarten (van Wilgen und Richardson 2012). Programme zur Bekämpfung eingeführter Baumarten gab es erstmals in den 1960er-Jahren. Über die folgenden Jahrzehnte hinweg nahmen sie an Größe und geografischer Ausdehnung zu, als Ergebnis steigenden Bewusstseins der Folgen invasiver Baumarten (van Wilgen und Wannenburgh 2016). Der Ansatz Südafrikas schließt mutige Schritte zur Bekämpfung des Problems besonders invasiver Arten ein, darunter auch kommerziell genutzte Nutzpflanzen oder beliebte Zierarten. Einige wichtige Grundsätze entspringen dieser Erfahrung und sind im Folgenden zusammengefasst.

Das Verhältnis zwischen Nutzen und Schaden eingeführter Baumarten verändert sich mit der Zeit. Baumarten können zunächst einen Nettonutzen liefern, der sich jedoch verändert, wenn sich die Art invasiv entwickelt und sich verbreitet. Die aktuelle Generation kann einen Nutzen ziehen, aber zukünftige Generationen werden unter der Nettoauswirkung leiden. Dies muss bei der Entscheidung über die Einführung von Baumarten berücksichtigt werden.

Werte verändern sich mit der Zeit. Im Allgemeinen profitiert eine neue Region direkt nach der Einführung von Baumarten, dies kann sich aber ändern, sobald eine Art invasiv wird und sich ausbreitet. Normalerweise folgt der Einführung und der weit gestreuten Pflanzung eine Phase positiver Nettowerte, was auf Ernteerzeugnisse oder andere Nutzen zurückzuführen ist (Abb. 26). Entwickelt sich eine Art jedoch invasiv, werden diese Werte beeinträchtigt, da die Folgen invasiven Wachstums zunehmen und der Nutzen durch die negativen Auswirkungen verringert wird. Auch die Standpunkte verändern sich mit der Zeit, da sich Werte und Prioritäten ändern und unvorhergesehene Folgen sichtbar werden. In Südafrika beispielsweise führten europäische Siedler zunächst Arten ein, die ihnen bekannt waren. Mit der Zeit jedoch erkannte man zunehmend den Wert heimischer Arten. So entwickelte sich die Tendenz, heimische Arten den eingeführten vorzuziehen. Infolge der ersten UN-Konferenz für Umwelt und Entwicklung 1992 wurden Grundsätze zum Schutz der Umwelt formuliert. Die Standpunkte hierzu variieren stark, insbesondere zwischen jenen, die ein klares Interesse am Anbau der Bäume oder am Handel mit ihren Produkten haben, und Umweltschützern; auch ändert sich stetig das Gleichgewicht zwischen diesen gegensätzlichen Ansichten und trägt zur Komplexität des Problems bei (mehr über den Konflikt zwischen Forstwirtschaft und Naturschutz, siehe Kapitel 3.3). Mit ziemlicher Sicherheit werden sich die in Südafrika dokumentierten Erfahrungen mit sich ändernden Einstellungen auch anderswo in der Welt widerspiegeln, besonders weil sowohl das Umweltbewusstsein als auch die Notwendigkeit, die einheimische Artenvielfalt zu schützen, zunehmen. Es ist daher wahrscheinlich, dass die weit verbreitete Nutzung eingeführter Baumarten zukünftig stärker hinterfragt wird – besonders wenn diese invasiv werden.

Abb. 26: Zeitliche Veränderung der Nettowerte (Gesamtnutzen minus Summe der Folgen) in Zusammenhang mit eingeführten Prosopis-Arten in Südafrika (nach van Wilgen und Richardson 2014, und Wise et al. 2012).

Haben sich eingeführte Baumarten in einem Gebiet einmal angesiedelt, bedarf das Erlangen effektiver Kontrolle eines langfristigen Einsatzes. Eine erfolgreiche Eindämmung der Invasionen auf ein nachhaltig kontrollierbares Niveau kann nicht garantiert werden. Daher ist es angeraten, die Einführung invasiver Baumarten zu vermeiden, anstatt im Nachhinein zu versuchen, diese zu bekämpfen.

Eine solche Bekämpfung muss langfristig und gezielt erfolgen. Wird eine Strategie zur Bekämpfung der Verbreitung eingeführter Baumarten in ausgewählten Gebieten verabschiedet (z. B. in Schutzgebieten, wo die Artenvielfalt erhalten bleiben soll, oder in landwirtschaftlichen Gebieten, wo negative Folgen eingedämmt werden müssen), wäre es wichtig, etwaige Eingriffe langfristig zu gestalten. Schlecht geplante, nicht adäquat geförderte oder kurzfristige Eingriffe werden stets scheitern. Die vorliegenden Erkenntnisse zeigen, dass ein mangelndes Verständnis der Ökologie invasiver Arten sowie mangelnde Konsequenz bei deren Bekämpfung vergebliche Mühe und Geldverschwendung bedeuten können. Macdonald et al. (1989) untersuchten zum Beispiel die innerhalb eines Zeitraums von 47 Jahren erfolgten Bemühungen, invasive Baumarten auf der Kaphalbinsel zu bekämpfen, und kamen zur Erkenntnis, dass diese „in den ersten 35 Jahren nahezu wirkungslos" verliefen. Erst nach der Einführung langfristig angesetzter Pläne mit angemessener Förderung wurden Fortschritte in der Eindämmung invasiver Arten erzielt. Werden Programme zur Bekämpfung in Erwägung gezogen, ist daher eine gute und langfristige Planung, die auf einem umfassenden ökologischen Verständnis gründet und entsprechende Mittel erhält, entscheidend. Dieses Prinzip wäre universell in allen Teilen der Welt anwendbar.

Biologische Bekämpfung ist zuverlässig und meist entscheidend. Die biologische Bekämpfung eingeführter Pflanzenarten umfasst die Bestimmung und Zusammenstellung ausgewählter „natürlicher Regulatoren" (Insekten, Milben oder Erreger) im Ursprungsland und deren anschließende Freilassung in Gebieten, in denen sich eingeführte Arten zu einem Problem entwickelt haben. Diese Methode ist kostengünstig, sicher und nachhaltig und wird in Südafrika (und einigen anderen Ländern, darunter die USA, Australien und Neuseeland) als unverzichtbarer Bestandteil einer jeden Bekämpfungsstrategie angesehen (van Wilgen et al. 2013). Beispielsweise hat der Einsatz natürlicher Regulatoren bei zehn invasiven, gebietsfremden Baumarten in Südafrikas Region Cape Floral zu einem wesentlichen Rückgang der Anzahl und Aggressivität der meisten behandelten Wirtspflanzen geführt (Moran et al. 2011). In anderen Regionen (darunter viele europäische Länder) wird die natürliche Bekämpfung trotz bereits erzielter Erfolge, geringer Kosten, nachweislicher Sicherheit, Nachhaltigkeit und häufig mangelnder Alternativen nur zögerlich durchgeführt. Die Beweggründe der europäischen Länder, den Weg der biologischen Bekämpfung nur zögerlich zu gehen, sind komplex und beinhalten unter anderem mangelnde Vorerfahrung, ungeklärte Zuständigkeiten, geringe Förderung und eine unspezifische, bisweilen fehlende Gesetzgebung (Bale 2011). Die Erkenntnisse aus Südafrika legen nahe, dass jegliches Programm zur Eindämmung invasiver Pflanzenarten den Einsatz natürlicher Bekämpfungsmethoden maximieren sollte, um eine insgesamt wirksame und nachhaltige Bekämpfung sicherzustellen (Moran et al. 2011). Trotz der hervorragenden Erfassung nachweislicher Sicherheit und Wirksamkeit, sind die Vorteile biologischer Bekämpfung nur wenig bekannt, weshalb den Risiken unverhältnismäßig viel Aufmerksamkeit beigemessen wird (Sheppard et al. 2003). Dennoch werden zukünftig mehr Projekte zur biologischen Bekämpfung notwendig sein, um die Folgen einer wachsenden Zahl invasiver Pflanzenarten, die sich weltweit ansiedeln, einzudämmen. Dies bedeutet zweifelsohne einen wachsenden Bedarf biologischer Bekämpfungsprogramme, die der gemeinsamen Anstrengung von Experten der biologischen Bekämpfung, Invasionsbiologen, Ökologen, Systematikern, politischen Entscheidungsträgern und Experten für Artenschutz bedürfen (van Driesche et al. 2010).

Die biologische Bekämpfung invasiver, eingeführter Baumarten ist kostengünstig und sicher und häufig die einzige Möglichkeit für nachhaltige Bekämpfung. Trotz hervorragender Sicherheitsprotokolle wird die biologische Bekämpfung noch viel zu wenig genutzt. Es sollte jegliche Anstrengung unternommen werden, die Methode der biologischen Bekämpfung, wo immer möglich, in ganzheitliche Bekämpfungspläne zu integrieren, um die Chancen zu erhöhen, die Kontrolle zu gewinnen.

Meinungen sind ebenso entscheidend wie Fakten. Viele Menschen nehmen Bäume als nützlichen und vorteilhaften Organismus wahr, und in vielen Gesellschaften sind Bäume häufig von kultureller Bedeutung (Dickie et al. 2014). Einige Aspekte der Diskussion lassen Raum für vielschichtige Interpretationen, je nachdem, wessen Auffassung berücksichtigt wird. In Südafrika beispielsweise glauben einige Menschen, dass eingeführte Baumarten bereits so lange im Land angesiedelt sind, dass sie als heimisch betrachtet werden können, oder dass von Bäumen eroberte Landschaften schöner seien als ähnliche Landschaften mit heimischer (baumloser) Vegetation (van Wilgen 2012). Es gibt hierbei kein Richtig oder Falsch. Folglich kann es – selbst angesichts aussagekräftiger Nachweise, dass einige eingeführte und invasive Baumarten deutlichen Schaden anrichten können – schwierig sein, Kontrollmechanismen dort umzusetzen, wo sie gebraucht werden. Eine aktive Auseinandersetzung mit den betroffenen Parteien ist notwendig, um sich mit den unterschiedlichen Standpunkten zu befassen und gemeinsame Grundlagen zu suchen. Dieses Prinzip ist höchstwahrscheinlich universell anwendbar.

Einführungen wurden häufig fehlgelenkt. Regierungen und Hilfsorganisationen schlagen häufig die Einführung von Baumarten in neuen Umgebungen vor (insbesondere in Entwicklungsländern), um die Bedingungen vermeintlich zu verbessern und neue Nutzungsmöglichkeiten zu bieten. Die Erfahrung hat jedoch gezeigt, dass in vielen solcher Fälle diese wohlgemeinte Einführung ohne fundiertes Wissen über die langfristigen Folgen im Falle einer invasiven Entwicklung der Arten vorangetrieben wurde. Beispiele aus Südafrika umfassen unter anderem Prosopis-Arten (häufig die als Lösung für von Dürren heimgesuchte Gebiete präsentierte Art, die in der Folge aber Wasserressourcen und somit die Artenvielfalt beeinträchtigt und dichtes, undurchdringbares Dickicht bildet, das dem Vieh nicht zugänglich ist); Kiefern (meist in der Forstwirtschaft in Gegenden angepflanzt, wo sie sich inzwischen unkontrollierbar verbreiten und Wasserressourcen und die Artenvielfalt beeinträchtigen); Akazien (weitgehend angepflanzt in unbewachsenen Dünen an der Küste, was der Sandbewegung und schweren Erosion von Küstenstränden Einhalt gebietet). Zukünftige Projekte dieser Art müssen einer sorgfältigen Risikobewertung unterzogen werden, bevor eine Arteinführung erfolgt. Europäische und andere Länder, die in Entwicklungsländern Entwicklungshilfe leisten, müssen die potenziellen langfristigen Folgen bei der Förderung eingeführter Baumarten berücksichtigen, um solche Probleme zu vermeiden.

Erst abwägen, dann wagen. In bestimmten Teilen der Welt konnten wertvolle Erkenntnisse hinsichtlich der Risiken eingeführter Baumarten gewonnen werden. Es wäre weise, diese zu berücksichtigen, bevor weitere Einführungen in Erwägung gezogen werden. In Südamerika werden weiterhin umfangreiche Aufforstungsprogramme mit eingeführten Baumarten verfolgt, offensichtlich ohne jegliche Risikobewertung, die mögliche negative Folgen identifizieren könnte (Richardson et al. 2008). Jeglicher Erfahrungsaustausch könnte

helfen, die Risiken zu minimieren. Sind die Risiken erst einmal erkannt, wäre es hilfreich, einen umfassenden Rechtsrahmen zu schaffen, in dem sämtliche Aufforstungsprogramme so implementiert werden könnten, dass die Risiken gering ausfallen würden. Die Teilnahme an einem freiwilligen System, wie etwa eine Zertifizierung von forstwirtschaftlichen Tätigkeiten durch den Forestry Stewardship Council, könnte ebenfalls helfen (Simberloff et al. 2010).

Entwicklung eines innovativen Rechtsrahmens. Um die Einführung, Verbreitung und Nutzung eingeführter Baumarten in einer Form zu regeln, die den Nutzen maximiert und den Schaden minimiert, sollten umfassende rechtliche Rahmenbedingungen geschaffen werden. In Südafrika erfolgte dies in Form zweier Varianten.

Zum einen erfolgt bei jeder Einführung neuer Arten (bisher nicht im Land dokumentiert) eine Risikobewertung. Werden die Risiken als akzeptabel erachtet, wird eine Einfuhrgenehmigung erlassen, und der Importeur haftet für die Kosten der Bekämpfung, falls sich die Art invasiv entwickeln sollte.

Außerdem werden Bäume (und andere Arten), die sich bereits im Land befinden in drei Kategorien eingeteilt: (1) ohne Handelswert, (2) als invasiv erfasste Art mit Handelswert und (3) als invasiv erfasste Art mit Zierwert, aber ohne Handelswert. Invasive Arten der ersten Kategorie müssen bekämpft werden, und der Handel mit ihnen wird verboten. Landbesitzer brauchen für den Anbau von Arten der zweiten Kategorie Genehmigungen und müssen Maßnahmen ergreifen, um deren Verbreitung einzudämmen. Der Handel mit diesen Arten und ihren Produkten ist erlaubt. Die in der dritten Kategorie erfassten Arten (die geschaffen wurde, um beliebte Zierpflanzen aufzunehmen) bedürfen auch einer Genehmigung mit der Auflage von Maßnahmen zur Eindämmung ihrer Verbreitung. Weitere Pflanzungen sowie der Verkauf von Pflanzen und ihren Produkten ist verboten. Während es noch viel zu früh ist, die eigentliche Wirksamkeit dieser Vorschriften zu bewerten, ist bereits klar, dass sie nur wirksam sein können, wenn ihre Einhaltung dank ausreichender Kapazitäten gewährleistet werden kann. Zweifellos gibt es Bereiche, in denen ähnliche Ansätze an anderen Orten umgesetzt werden müssen. Aber das sollte nur angestrebt werden, wenn die Kapazitäten und der politische Wille vorhanden sind, um eine weiträumige Einhaltung zu garantieren.

Forschung fördern. Der Umgang mit invasiven, eingeführten Baumarten muss auf einem umfassenden Verständnis der komplexen sozio-ökonomischen Rahmenbedingungen vor Ort beruhen. 2004 gründete Südafrika ein Kompetenzzentrum für Invasionsbiologie, das Centre of Excellence for Invasion Biology (C•I•B), mit dem Hauptziel, wissenschaftliche Kenntnisse zu liefern, um die Folgen biologischer Invasion zu mindern. In den ersten zehn Jahren seines Bestehens veröffentlichte das C•I•B mehr als 800 Publikationen in anerkannten Fachzeitschriften und fast 200 Studierende schlossen ihren Bachelor (Hons.), Master oder ihre Promotion dort ab (van Wilgen et al. 2013). So konnte ein entscheidender Beitrag im Fachbereich der biologischen Invasion geleistet werden. Die durch das C•I•B erworbenen Kenntnisse wurden zur Information auf politischer Ebene sowie zur Verbesserung von Managementstrategien auf nationaler und lokaler Ebene verwendet. Die Einführung ähnlicher Forschungsinitiativen an anderen Orten wäre von enormem Nutzen im Umgang mit dem Problem invasiver Arten.

Versuche, invasive Baumarten zu bekämpfen, trafen häufig auf Widerstand in der Öffentlichkeit, die sich der potenziellen Folgen weitgehend nicht bewusst ist. Es ist daher entscheidend, das Bewusstsein für dieses Problem zu stärken, insbesondere bei wesentlichen Interessensvertretern wie Gartenzentren, Verwaltern von öffentlichen Parkanlagen und Förstern.

Sensibilisierung. Viele Menschen wissen schlicht nicht, dass invasive, eingeführte Arten sich zu einem Problem entwickeln können. Dagegen müssen also Maßnahmen ergriffen werden. Privatpersonen, Organisationen und Unternehmen im privaten und öffentlichen Bereich sind häufig die treibenden Kräfte der Einführung und Verbreitung gebietsfremder Arten im Land. Daher muss sichergestellt werden, dass die Öffentlichkeit über folgende Dinge informiert ist: (1) die Risiken im Zusammenhang mit jedweder Maßnahme, die biologische Invasion mit sich bringt; (2) die gesetzlichen Vorgaben zum Besitz, Anbau, Handel und Transport eingeführter Arten. In Südafrika ist der Weg der Interessensvertretung seit 2001 ein grundlegender Teil der Strategie für den Umgang mit biologischer Invasion. Man hat sich bewusst um die Kommunikation mit wesentlichen Interessensvertretern bemüht, darunter auch: Bauern, auf deren Land invasive Arten vorkommen; Menschen, die invasive Arten verkaufen oder sie für ihr Haus und ihren Garten kaufen; Regierungsvertreter, die Entscheidungen über die Nutzung eingeführter Arten treffen. Hervorzuheben sind die seit 2001 besonders erfolgreichen Partnerschaftsprogramme mit Landschaftsgärtnern, Besitzern von Gartenzentren, Naturschützern und Hobbygärtnern. Unsere für die meisten anderen Länder relevante Erfahrung hat gezeigt, dass ein gezielter Informationsfluss an Interessensvertreter, die entscheidenden Einfluss auf die Verbreitung eingeführter Arten haben, wesentlich ist im Umgang mit invasiven Arten.

Abb. 27: Schutzgebiet in den Bergen im Genadendal Nature Reserve. Im Vordergrund sind invasive Australische Akazien (*Acacia mearnsii*) zu sehen. Die Bäume im Hintergrund sind invasive Monterey-Kiefern (*Pinus radiata*), wobei vereinzelte Bäume zu erkennen sind, die aus der ursprünglichen Population hervorgegangen sind (Foto: B.W. van Wilgen).

Literaturverzeichnis

Bale, J. 2011. *Harmonization of regulations for invertebrate biocontrol agents in Europe: progress, problems and solutions. Journal of Applied Entomology. 135: 503–513. doi:10.1111/j.1439-0418.2011.01611.x*

Dickie, I.A., Bennet, B.M., Burrows, L.E., Nuñez, M.A., Peltzer, D.A., Porté, A., Richardson, D.M., Rejmanek, M., Rundel, P.W. und van Wilgen B.W. 2014. *Conflicting values: ecosystem services and invasive tree management. Biological Invasions. 16:705–719. doi:10.1007/s10530-013-0609-6*

Dzikiti, S., Schachtschneider, K., Naiken, V., Gush, M., Moses, G. und Le Maitre, D.C. 2013. *Water relations and the effects of clearing invasive Prosopis trees on groundwater in an arid environment in the Northern Cape, South Africa. Journal of Arid Environments. 90: 103-113. doi:10.1016/j.jaridenv.2012.10.015*

Forsyth, G.G., Le Maitre, D.C., van Wilgen, B.W. und O'Farrell, P.J. 2012. *The prioritisation of invasive alien plant control projects using a multi-criteria decision model informed by stakeholder input and spatial data. Journal of Environmental Management. 103: 51-57. doi:10.1016/j.jenvman.2012.01.034*

Henderson, L. 2007. *Invasive, naturalized and casual alien plants in southern Africa: a summary based on the Southern African Plant Invaders Atlas (SAPIA). Bothalia. 37: 215-248. doi:10.4102/abc.v37i2.322*

Klein, H. 2011. *A catalogue of the insects, mites and pathogens that have been used or rejected, or are under consideration, for the biological control of invasive alien plants in South Africa. African Entomology. 19: 515-549. doi:10.4001/003.019.0214*

Le Maitre, D.C., van Wilgen, B.W., Chapman, R.A. und McKelly, D. 1996. *Invasive plants and water resources in the Western Cape Province, South Africa: modelling the consequences of a lack of management. Journal of Applied Ecology. 33: 161-172. doi:10.2307/2405025*

Le Maitre, D.C., Versfeld, D.B. und Chapman, R.A. 2000. *The impact of invading alien plants on surface water resources in South Africa: a preliminary assessment. Water. SA 26: 397-408.*

Macdonald, I.A.W., Clark, D.L. und Taylor, H.C. 1989. *The history and effects of alien plant control in the Cape of Good Hope Nature Reserve, 1941–1947. South African Journal of Botany 55: 56-75.*

Moran, V.C. und Hoffmann, J.H. 2011. *Conservation of the fynbos biome in the Cape Floral Region: the role of biological control in the management of invasive alien trees. BioControl. 57: 139-149. doi:10.1007/s10526-011-9403-5*

Ndhlovu T., Milton-Dean S.J. und Esler K.J. 2011. *Impact of Prosopis (mesquite) invasion and clearing on the grazing capacity of semiarid Nama Karoo rangeland, South Africa. African Journal of Range and Forage Science. 28:129-137. doi:10.2989/10220119.2011.642095*

Nel, J.L., Richardson, D.M., Rouget, M., Mgidi, T.N., Mdzeke, N., Le Maitre, D.C., van Wilgen, B.W., Schonegevel, L., Henderson, L. und Neser, S. 2004. *A proposed classification of invasive alien plant species in South Africa: towards prioritizing species and areas for management action. South African Journal of Science. 100: 53-64. http://hdl.handle.net/10204/2083*

Richardson, D.M., van Wilgen, B.W. und Nuñez, M.A.2008. *Alien conifer invasions in South America: short fuse burning? Biological Invasions. 10: 573-577. doi:10.1007/s10530-007-9140-y*

Sheppard, A.W., Hill, R., DeClerck-Floate, R.A., McClay, A., Olckers, T., Quimby, P.C. und Zimmermann, H.G. 2003. *A global review of risk-benefit-cost analysis for the introduction of classical biological control agents against weeds: a crisis in the making? Biocontrol News and Information. 24: 91-108.*

Simberloff, D., Nuñez, M.A., Ledgard, N.J., Pauchard, A., Richardson, D.M., Sarasola, M., van Wilgen, B.W., Zalba, S.M., Zenni, Z.D., Bustamante, R., Peña, E. und Ziller, S.R. 2010. *Spread and impact of introduced conifers in South America: Lessons from other southern hemisphere regions. Austral Ecology. 35: 489-504. doi:10.1111/j.1442-9993.2009.02058.x*

Van Driesche, R.G., Carruthers, R.I., Center, T. et al. 2010. *Classical biological control for the protection of natural ecosystems. Biological Control 54: S2–S33. doi:10.1016/j.biocontrol.2010.03.003*

van Wilgen, B.W. und Scott, D.F. 2001. *Managing fires on the Cape Peninsula: Dealing with the inevitable. Journal of Mediterranean Ecology. 2: 197-208.*

van Wilgen, B.W., Reyers, B., Le Maitre, D.C., Richardson, D.M. und Schonegevel, L. 2008. *A biome-scale assessment of the impact of invasive alien plants on ecosystem services in South Africa. Journal of Environmental Management. 89: 336-349. doi:10.1016/j.jenvman.2007.06.015*

van Wilgen, B.W. 2012. *Evidence, Perceptions and Trade-offs associated with Invasive Alien Plant Control in the Table Mountain National Park, South Africa. Ecology and Society. 17(2): 23. doi:10.5751/ES-04590-170223*

van Wilgen, B.W. und Richardson, D.M. 2012. *Three centuries of managing introduced conifers in South Africa: Benefits, impacts, changing perceptions and conflict resolution. Journal of Environmental Management. 106: 56-68.*

van Wilgen, B.W., Forsyth, G.G., Le Maitre, D.C., Wannenburgh, A., Kotzé, J.D.F., van den Berg, L. und Henderson, L. 2012. *An assessment of the effectiveness of a large, national-scale invasive alien plant control strategy in South Africa. Biological Conservation 148: 28–38.*

van Wilgen, B.W., Moran, V.C. und Hoffmann, J.H. 2013. *Some perspectives on the risks and benefits of biological control of invasive alien plants in the management of natural ecosystems. Environmental Management. 52: 531-540. doi:10.1007/s00267-013-0099-4*

van Wilgen, B.W. und Richardson D.M. 2014. *Managing invasive alien trees: challenges and trade-offs. Biological Invasions. 16: 721-734. doi:10.1007/s10530-013-0615-8*

van Wilgen, B.W., Davies, S.J. und Richardson, D.M. 2014. *Invasion Science for society: A decade of contributions from the Centre for Invasion Biology. South African Journal of Science 110; Art. #a0074, 12 Seiten. doi:10.1590/sajs.2014/a0074*

van Wilgen, B.W. und Wannenburgh, A. 2016. *Co-facilitating invasive species control, water conservation and poverty relief: Achievements and challenges in South Africa's Working for Water programme. Current Opinion in Environmental Sustainability. 19: 7-17. doi:10.1016/j.cosust.2015.08.012*

Wise, R.M., van Wilgen, B.W. und Le Maitre, D.C. 2012. *Costs, benefits and management options for an invasive alien tree species: The case of mesquite in the Northern Cape. Journal of Arid Environments. 84: 80-90. doi:10.1016/j.jaridenv.2012.03.001*

Yapi, T.S. 2014. *An assessment of the impacts of invasive Australian wattle species on grazing provision and livestock production in South Africa. MSc Thesis, Stellenbosch University. http://hdl.handle.net/10019.1/95455*

Abb. 28: Eingeführte Arten in Ozark-Bergen im Zentrum der USA – eine Herausforderung für Waldbewirtschafter (Foto: L. Vitková).

3 Management eingeführter und invasiver Baumarten – Konzepte und Ansätze

Das dritte Großkapitel bietet theoretische und praktische Einblicke in das Management eingeführter und invasiver Baumarten. Drei Kapitel liefern theoretische Hintergründe für das Management eingeführter Baumarten: Risikoanalysen zu eingeführten Baumarten; die Europäische Datenbank für invasive gebietsfremde Arten; und die Bewertung invasiver Baumarten im Naturschutz und der Forstwirtschaft. Erfahrungen im Management eingeführter und invasiver Baumarten werden in den nachfolgenden Kapiteln beschrieben. Dabei geht es um das Management eingeführter und invasiver Baumarten in Schutzgebieten. Ein weiteres Thema sind die Auswirkungen der Einführung von Baum- und Straucharten in Niederwäldern Südeuropas, die dort auf relativ großer Fläche stattgefunden haben. Das letzte Kapitel zum Management widmet sich einer invasiven, krautigen Pflanzenart, den asiatischen Staudenknöterichen (Fallopia spp.). Dabei handelt es sich um eine Pflanze, die sich in verschiedenen Lebensräumen extrem invasiv verhält, darunter auch in Wäldern.

3.1 Von Auswirkungsstudien zu Managementmaßnahmen: Risikoanalyse für eingeführte Bäume
Etienne Branquart, Bram D'hondt, Sonia Vanderhoeven und Sabrina Kumschick

3.2 Europäische Datenbanken zu invasiven gebietsfremden Arten
Annemarie Bastrup-Birk und Andreas Schuck

3.3 Bewertung invasiver Baumarten im Naturschutz und in der Forstwirtschaft – Widersprüche und Gemeinsamkeiten
Torsten Vor, Stefan Nehring, Andreas Bolte und Anke Höltermann

3.4 Beseitigung als Option für das Management invasiver Baumarten in Schutzgebieten
Livia Zapponi, Raffaele Cavalli, Emma Minari und Franco Mason

3.5 Eingeführte Arten in polnischen Nationalparks: Verteilung, Abundanz und Managementansätze *Anna Gazda und Jerzy Szwagrzyk*

3.6 Waldbauliche Strategien für eingeführte Baumarten in Norditalien
Fabio Meloni, Renzo Motta, Etienne Branquart, Tommaso Sitzia und Giorgio Vacchiano

3.7 Vorkommen eingeführter Baum- und Straucharten in italienischen Regionen im Verhältnis zum Ausmaß von Plantagen- und Niederwäldern
Sabina Burrascano, Laura Celesti-Grapow und Carlo Blasi

3.8 Asiatischer Staudenknöterich – ein Beispiel für eine zunehmende Bedrohung?
Fanny Dommanget, Paul Cavaillé, André Evette und François-Marie Martin

Exkurse

I. Herausforderung Eschentriebsterben – eine Entscheidungshilfe für Forstpraktiker im Ortenaukreis, *Bernhard Mettendorf und Daniela Vetter*

II. Verhaltenskodex zu Plantagenwäldern: empfohlenes Management für eingeführte und invasive Baumarten, *Giuseppe Brundu und David M. Richardson*

III. Überblick über die Zertifizierung von eingeführten invasiven Baumarten
Marion Karmann, Owen Davies und Antonio Brunori

3.1 Von Auswirkungsstudien zu Managementmaßnahmen: Risikoanalyse für eingeführte Bäume

Etienne Branquart, Bram D'hondt, Sonia Vanderhoeven und Sabrina Kumschick

Pflanzen, die aus gartenbaulichen, landwirtschaftlichen oder waldbaulichen Gründen in einem Gebiet eingeführt werden, können sich potenziell über ihren Nutzungszweck hinaus auswirken, sich wie Unkraut oder Schädlinge verhalten und daher zu unerwünschten Arten werden. Die umfassende und multidisziplinäre Risikoanalyse lässt sich daher auch auf Einführungen von Arten anwenden, wobei die damit verbundenen Risiken auf die gleiche Weise wie z. B. bei Lebensmittelsicherheit oder sonstigen Gesundheitsrisiken behandelt werden. Im vorliegenden Kapitel wird beleuchtet, wie eine Risikoanalyse für potenziell invasive Arten – mit dem Schwerpunkt auf der Bewertung der Umweltauswirkungen und -risiken – praktisch umgesetzt wird. Ebenfalls hierin zu finden ist ein kurzer Überblick über die Quarantäne- und Managementmaßnahmen, die zur Reduzierung der Risiken empfehlenswert sein können. Darüber hinaus werden nähere Einzelheiten und die Kontextabhängigkeit der Auswirkungen und Invasivität eingeführter Bäume anhand eines konkreten Beispiels, der Gewöhnlichen Robinie (*Robinia pseudoacacia* L.) in Europa, erläutert.

Formelle Rahmenbedingungen für eine invasionsbezogene Risikoanalyse sind erst in jüngster Zeit entstanden. Beispielsweise hat die Society for Risk Analysis (SRA) invasive Arten erst zu Beginn dieses Jahrhunderts in ihr operatives Programm aufgenommen (Andersen et al. 2004), wobei das Thema seitdem rund 2 % des Inhalts ihres dazugehörenden Magazins (Risk Analysis) ausmacht. Die Entwicklung von Risikoanalyseschemata wurde hauptsächlich durch eine internationale Handels- und Umweltpolitik vorangetrieben, die auf die wissenschaftliche Risikofrüherkennung zum Schutz der Gesundheit von Menschen, Tieren und Pflanzen vor Schädlingen und Krankheiten, aber auch durch den Ausschluss ungerechtfertigter Handelshemmnisse ausgerichtet ist. Solche rechtsverbindlichen Risikoanalysestandards wurden in verschiedenen Bereichen von maßgeblichen Organisationen festgelegt, darunter die Weltgesundheitsorganisation (World Health Organisation, WHO; für die menschliche Gesundheit), die Weltorganisation für Tiergesundheit (Office International des Epizooties, OIE; für die Gesundheit von Tieren) und die Ernährungs- und Landwirtschaftsorganisation der Vereinten Nationen (Food and Agriculture Organization, FAO; für die Gesundheit von Pflanzen).

In den Internationalen Standards für pflanzengesundheitliche Maßnahmen (International Standards for Phytosanitary Measures, ISPM), die seit 2003 im Rahmen des Internationalen Pflanzenschutzübereinkommens (International Plant Protection Convention, IPPC) gelten, wird insbesondere den potenziell schädlichen Wirkungen eingeführter Arten auf Kultur- und Wildpflanzen Rechnung getragen. Dieses Übereinkommen wird von der FAO überwacht und von der Pflanzenschutzorganisation für Europa und den Mittelmeerraum (European and Mediterranean Plant Protection Organization, EPPO) für die meisten europäischen Länder durchgesetzt (Schrader et al. 2010).

Die obigen Standards basieren auf allgemeinen Rahmenbedingungen (Abb. 29), wobei die Risikoanalyse Folgendes umfasst: (i) Risikobewertung zur Einschätzung der

Wahrscheinlichkeit und Folgen unerwünschter Auswirkungen; (ii) Risikomanagement, um negative Auswirkungen zu minimieren, und (iii) Risikokommunikation als transversale Maßnahme.

Risikobewertungen, die als Grundlage für Managemententscheidungen herangezogen werden sollen, müssen wissenschaftlich fundiert sein, aber auch gleichzeitig die Bedenken der Gesellschaft und Politik widerspiegeln. Invasionsbiologen haben entsprechende, als Vorlagen fungierende Risikobewertungsschemata entwickelt, mit denen Informationen über die mit bestimmten Arten verbundenen Risiken kohärent und sachdienlich zusammengetragen werden können. Es existieren viele solcher Schemata, bei denen u. a. Merkmale wie unterschiedliche Taxa, Gebiete und Auswirkungen berücksichtigt werden (Übersicht durch Leung et al. 2012, Kumschick und Richardson 2013, McGeoch et al. 2015). Einige dieser Schemata sind – wie nachfolgend gezeigt – auch auf die von eingeführten Baumarten ausgehenden Risiken anwendbar.

Abb. 29: Gemeinsame Rahmenbedingungen für die Risikoanalyse in den von FAO, OIE und WHO festgelegten Standards (verändert nach Wissenschaftlicher Ausschuss der EFSA 2012).

Zu beachten ist, dass bei einer *Risikobewertung* definitionsgemäß nur negative Folgen betrachtet werden. Ob diese durch die wahrgenommenen Vorteile ausgeglichen werden, liegt somit außerhalb ihres Anwendungsbereichs. Dies müsste im Rahmen einer umfassenderen *Risikoanalyse* untersucht werden (Abb. 29).

Maßgeblich ist, inwieweit die heimischen Arten und Ökosysteme betroffen sind und wie sie reagieren. Das Ausmaß der Auswirkungen ist entscheidend.

Viele eingeführte Arten verändern die Umgebung, in die sie eingeführt werden, was sich auf die heimische Artenvielfalt, die menschliche Gesundheit und die Sozioökonomie auswirkt. Einige Arten wirken sich derart gravierend in den invadierten Systemen aus, dass heimische Arten aus ihren natürlichen Habitaten verdrängt werden. Es kann sogar vorkommen, dass einige Arten gänzlich auf lokaler oder regionaler Ebene verschwinden und entsprechend ursprüngliche Ökosysteme in den invadierten Gebieten nicht länger bestehen können. Diese Wirkungen führen manchmal zu einer irreversiblen Verschiebung in der Funktionsweise der Ökosysteme, die auch nach Beseitigung der eingeführten Arten anhält.

Dieser Prozess war bei vielen Arten von Organismen, darunter auch Bäumen, zu beobachten. In Mitteleuropa ist die Gewöhnliche Robinie ein gutes Beispiel für eine solche verändernde Art, da sie nachweislich zum Aussterben heimischer Pflanzenarten auf lokaler Ebene geführt und die Etablierung anderer invasiver Pflanzen gefördert hat (Essl et al. 2011). Sie kann offene Habitate in persistente dichte Baumgruppen verwandeln und die chemischen und physikalischen Bodeneigenschaften verändern, was eine völlig andere Art von Ökosystem zur Folge hat (Rehounkova und Prach 2008, Cierjacks et al. 2013). Die Beseitigung einzelner Pflanzen ist schwierig, da die Gewöhnliche Robinie aus Wurzeltrieben leicht wieder nachwächst. Darüber hinaus überdauern ihre Samen bekanntermaßen in invadierten Böden (siehe Kapitel 3.6 und 5.1). Wenn die Gewöhnliche Robinie dichte Baumgruppen bildet, kann sie verhindern, dass die ursprünglichen heimischen Gemeinschaften die invadierten Gebiete erneut besiedeln, da sie aufgrund der neu entstandenen Bedingungen dort nicht mehr überleben und sich fortpflanzen können. Daher müssen potenziell problematischen Arten unbedingt identifiziert werden, um das Auftreten solcher nachteiligen Folgen zu vermeiden.

Die Auswirkung invasiver Pflanzen auf die heimischen Ökosysteme ist häufig von ihrer Dichte oder Dominanz abhängig.

In der Regel ist die Auswirkung maximal, wenn die eingeführten Bäume dominant werden und große, dichte und dauerhafte Populationen bilden (Valery et al. 2008, Branquart et al. im Druck). Beispielsweise nehmen in den Auenwäldern Mitteleuropas die Veränderung der Bodeneigenschaften (z. B. Bodenstickstoffgehalt) und das Vorkommen nitrophiler Arten wie z. B. der Großen Brennnessel (*Urtica dioica* L.) und des Schwarzen Holunders (*Sambucus nigra* L.) in der Regel mit der Dichte der Robinie zu (Staska et al. 2014) (Abb. 30).

Abb. 30: Auswirkung der Dichte der Gewöhnlichen Robinie auf den Bodennitratgehalt. Verändert nach Staska et al. 2014.

Im Falle einer genetischen Hybridisierung und pathogenen Verunreinigung sind die nachteiligen Folgen eingeführter Pflanzen schon bei einer geringen Dichte zu beobachten.

Die Auswirkungen lassen sich auf verschiedene Weise untersuchen, darunter Beobachtungen vor Ort, Laborversuche oder „Common Garden"-Experimente, um nur einige Beispiele zu nennen (siehe Kumschick et al. 2015a). Darüber hinaus sind die im Hinblick auf solche Auswirkungen gemessenen Variablen extrem divers und reichen von Änderungen in der Nährstoff- oder Mikroorganismenzusammensetzung im Boden bis hin zur Anzahl der heimischen Arten in invadierten im Vergleich zu nicht invadierten Habitaten.

Angesichts dieser großen Vielfalt an ergriffenen Maßnahmen und Versuchsanordnungen zur Untersuchung der Auswirkungen lassen sich solche Untersuchungen und die zugrunde liegenden Auswirkungen nicht so einfach vergleichen. Jedoch ist in vielen Fällen, wie beispielsweise bei Priorisierungsübungen zur Entscheidungsfindung, ein Vergleich der Auswirkungen zwischen den Arten notwendig. Zu diesem Zweck wurden Systeme zur Auswirkungsbewertung wie die Environmental Impact Classification for Alien Taxa (EICAT) und das Generic Impact Scoring System (GISS) (Exkurs 9) entwickelt.

Mithilfe von Systemen zur Auswirkungsbewertung lassen sich Arten mit gravierenden Auswirkungen auf die Umwelt und die Sozioökonomie in einem bestimmten Habitat oder auf globaler Ebene ermitteln.

Diese nützlichen Instrumente unterstützen somit das Management eingeführter Arten und helfen zu verhindern, dass sich Arten mit potenziell starken Auswirkungen etablieren.

Exkurs 9: Environmental Impact Classification for Alien Taxa (EICAT)

Ein standardisiertes Instrument, mit dem das Ausmaß der Auswirkungen zwischen den Arten verglichen werden kann, hat lange gefehlt. 2010 wurde das Generic Impact Scoring System (GISS) entwickelt (Nentwig et al. 2009, Kumschick und Nentwig 2010), mit dem die Auswirkungen eingeführter Arten aus verschiedenen taxonomischen Gruppen bewertet und verglichen werden können. Bislang wurde es für verschiedene Taxa wie beispielsweise Säugetiere, Vögel, Fische, Wirbellose und Pflanzen verwendet (Kumschick et al. 2015b). Dieses System wurde verbessert und anschließend zum EICAT-System ausgeweitet (Blackburn et al. 2014, Hawkins et al. 2015). Die allgemeine Struktur von EICAT umfasst 12 Mechanismen, durch die eingeführte Arten Umweltauswirkungen verursachen und heimische Arten beeinträchtigen können. Für jeden Mechanismus werden die fünf möglichen Auswirkungskategorien beschrieben: Minimal Concern (MC) – Auswirkung festgestellt, jedoch keine Auswirkung auf die individuelle Fitness heimischer Arten; Minor (MN) – Auswirkung auf die individuelle Fitness heimischer Arten, jedoch keine Auswirkungen auf Populationen; Moderate (MO) – Änderungen der Populationen festgestellt, jedoch keine Änderungen in Gemeinschaften gemeldet; Major (MR) – Änderungen in Gemeinschaften festgestellt, die jedoch nach Beseitigung der eingeführten Arten reversibel sind; Massive (MV) – irreversible Änderungen in Gemeinschaften und potenziell globales Aussterben (Abb. 31).

Abb. 31: Die verschiedenen Auswirkungskategorien und das Verhältnis zwischen diesen Kategorien (nach Hawkins et al. 2015).

EICAT kann auf verschiedenen Ebenen eingesetzt werden, und die Auswirkungen können nicht nur zwischen Arten, sondern auch zwischen Kontinenten oder Habitaten verglichen werden.

Am Beispiel der Robinie haben wir getrennte EICAT-Bewertungen für zwei in Mitteleuropa vorkommende Habitattypen durchgeführt – natürliche Auenwälder und trockenes halbnatürliches Grünland – um zu bewerten, ob die verursachten Auswirkungen vom Habitatkontext abhängig sind. In Auenwäldern bilden sich wegen der Schattenbedingungen und der Staunässe im Boden selten monospezifische Robinienbestände (Akatov et al. 2012, Staska et al. 2014). Die Robinie erreicht daher lediglich Auswirkungen der Kategorie *Moderate (MO)*, d. h. die Populationen der heimischen Arten sind betroffen, aber die Zusammensetzung der Gemeinschaften wird nicht verändert. In trockenem Grünland wird die Zusammensetzung der Gemeinschaften irreversibel verändert, indem verschiedene heimische Arten verdrängt und ihre Samenbanken geschädigt werden. Bei diesem Habitattyp fallen sie daher in die Auswirkungskategorie *Massive (MV)* (Matus et al. 2003).

Jedoch liegen nicht für alle Arten, die außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebiets eingeführt wurden, Informationen über deren Auswirkungen vor, und viele Arten wurden niemals in anderen Gebieten eingeführt. Aus diesem Grund sind für viele Arten noch keine zuverlässigen Daten zu deren Auswirkungen verfügbar. Darüber hinaus sind die Auswirkungen stark kontextabhängig, da sie einerseits von den Eigenschaften der eingeführten Arten abhängen und andererseits in der Regel in Wechselwirkung mit dem Aufnahmemilieu verursacht werden. Ausmaß und Art solcher Auswirkungen können je nach den Bedingungen im Aufnahmemilieu variieren. Infolgedessen sind Systeme zur Auswirkungsbewertung alleine nur begrenzt als Vorhersageinstrumente einsetzbar.

Die Robinie, um zu unserem Beispiel zurückzukommen, benötigt als Pionierart Licht, um sich zu etablieren (Niinemets und Valladares 2006), sodass die Auswirkungen in offenen Habitaten mit hohem Lichteinfall größer sind als in Wäldern mit geschlossenem

Kronendach. So wurden die Auswirkungen in trockenem halbnatürlichem Grünland in Mitteleuropa in der Tat als *Massive (MV)* eingestuft (während die Auswirkungen in den natürlichen Auenwäldern als geringer bewertet wurden (Exkurs 9). In anderen Waldtypen, in denen die Verbreitung und Dominanz der Robinie durch Rodung, Verjüngungsschnitt, Waldschäden, Feuer und andere Störungen, begünstigt wurden, waren eine größere Dichte und stärkere Auswirkungen festzustellen (siehe z. B. Benesperi et al. 2012, Maringer et al. 2012, Radtke et al. 2013).

Risikobewertungen sind ein ganzheitlicher Ansatz für das Invasions- und Schadenspotenzial

Neben der oben beschriebenen Bewertung der Auswirkungen wird im Rahmen von Risikoanalysen auch Folgendes analysiert: i) Wahrscheinlichkeit der Einführung einer Art, ii) Etablierung und iii) Verbreitung in einem neuen Gebiet, d. h. die verschiedenen Stadien des Invasionsprozesses (Abb. 32, Blackburn et al. 2011). Durch diese drei Stadien wird bestimmt, wie stark ein Gebiet gegenüber der betreffenden Art exponiert ist. Ob dieser Faktor für Risikomanager von Interesse ist, hängt von den damit verbundenen Risiken ab. Bei präventiven oder kurzfristig durchgeführten Maßnahmen kann dies von hoher Relevanz sein, während es für Risikomanager, die sich mit bereits weitgehend etablierten Arten auseinandersetzen müssen, unter Umständen weniger relevant ist. Nachdem eine eingeführte Baumart diese verschiedenen Barrieren überwunden und sich in der Landschaft weitgehend etabliert hat, lassen sich potenziell starke, von der Dichte einer Art unabhängige Auswirkungen auf die Biodiversität beobachten.

Abb. 32: Die drei wichtigsten Stadien im biologischen Invasionsprozess, welche die Exposition eines Gebiets gegenüber einer eingeführten Baumart bestimmen.

Eine hohe Invasivität der eingeführten Bäume ist in der Regel mit verschiedenen lebensgeschichtlichen Attributen wie Schnellwüchsigkeit, starke vegetative Fortpflanzung und fruchtbare Samenerzeugung verbunden (Dodet und Collet 2012). Der effizienteste Prädikator für die Invasivität von Bäumen ist eine hohe Wachstumsrate der Sämlinge (vgl. z. B. Lamarque et al. 2011). Die Sämlinge der Gewöhnlichen Robinie wachsen schneller als diejenigen der europäischen Eichen (*Quercus* spp.), sodass sie in der Konkurrenz mit den Eichen im Vorteil sind, wenn beide Arten nebeneinander wachsen (Abb. 33). Ferner wird die Etablierungsfähigkeit und Dominanz der Robinie begünstigt.

Abb. 33: Messung der Biomasseproduktion durch Sämlinge der Stieleiche (*Quercus robur* L.) und Robinie (*Robinia pseudoacacia* L.), die in Topfexperimenten als Monokultur und gemischt angepflanzt wurden. Verändert nach Kawaletz et al. (2013).

Ein Beispiel für ein Risikobewertungsschema, mit dem das Risiko der verschiedenen, in Abb. 32 dargestellten Stadien sowie die entsprechenden Auswirkungen getrennt bewertet werden können, ist das Protokoll *Harmonia+* (D'hondt et al. 2015). Das mit diesem Protokoll bewertete Umweltrisiko einer Art wird aus dem Produkt der Exposition und der Umweltwirkung abgeleitet. Dies bedeutet, dass die invasivsten Arten eine hohe Etablierungsfähigkeit in Kombination mit einer hohen Verbreitungsfähigkeit und einer starken Umweltwirkung besitzen. Ein Überblick über dieses Schema ist in Exkurs 10 zu finden, in dem auch die Ergebnisse einer Risikobewertung für die Robinie in unterschiedlichen Milieus ähnlich der EICAT-Bewertung in Exkurs 9 beschrieben werden.

Aufgrund der langen Entwicklungszeit vieler Baumarten und der erheblichen Verzögerungsphase zwischen der Einführung von Bäumen und ihrer weiteren Verbreitung lässt sich das mit eingeführten Bäumen verbundene Risiko wesentlich schwerer bewerten als bei anderen Lebensformen, wie beispielsweise einjährigen Pflanzen. Im Hinblick auf die in Europa eingeführten Bäume wurden nur selten ausführliche Risikoanalysen durchgeführt (vgl. jedoch Krivanek und Pysek 2006).

Das Fehlen geeigneter Daten über die Fähigkeit einer Baumart, sich in einem betroffenen Gebiet zu etablieren, zu verbreiten und schädliche Wirkungen zu verursachen, lässt sich möglicherweise dadurch ausgleichen, dass das Verhalten dieser Baumart in anderen Gebieten, in denen sie bereits eingeführt wurde, untersucht wird. Ferner können Informationen aus dem heimischen Verbreitungsgebiet, einschließlich klimatischer Anforderungen, Habitatpräferenzen und Verbreitungsfähigkeit der betreffenden Art, herangezogen werden. Solche Daten können aus Online-Datenbanken zu invasiven Arten, wie beispielsweise dem CABI Invasive Species Compendium (http://www.cabi.org/isc/) oder der IUCN Global Invasive Species Database (http://www.issg.org) abgerufen werden.

Exkurs 10: *Harmonia+* – ein Risikobewertungsprotokoll

Harmonia+ ist ein Risikobewertungsprotokoll für eingeführte Arten, das kürzlich für Belgien und benachbarte Gebiete entwickelt wurde (D'hondt et al. 2015, Vanderhoeven et al. 2015). Es soll auf ein breites Spektrum von Taxa anwendbar sein und den Invasionsprozess sowie die Auswirkungen möglichst vollständig abdecken. Das Protokoll umfasst 30 Fragen mit vordefinierten Antwortoptionen. Die Antworten werden in Bewertungen umgewandelt, sodass mit *Harmonia+* ein numerisches Ergebnis für das Risiko der Arten bestimmt werden kann. Das Schema ist online verfügbar unter: http://ias.biodiversity.be.

Abb. 34: Ein Überblick über die Rahmenbedingungen von Harmonia+ zur Bewertung des Invasionsrisikos der Robinie.

Die Bewertung der Robinie wurde nur anhand der hier als relevant eingestuften Module (Etablierung, Verbreitung und Umweltwirkungen, Abb. 34) für zwei verschiedene Habitate vorgenommen: einmal für trockenes halbnatürliches Grünland und einmal für natürliche Auenwälder in Mitteleuropa. Die in Abb. 35 dargestellten Ergebnisse deuten darauf hin, dass beide Habitattypen eine hohe Exposition gegenüber der Art zeigen. Da die Robinie Schatten und Staunässe weniger gut verträgt, ist die Etablierungsfähigkeit in Auenwäldern stärker eingeschränkt als in Grünland (Niinemets & Valladares 2006). Obwohl ihre intrinsische Verbreitungsfähigkeit eher begrenzt ist (Samen und Wurzeltriebe verbreiten sich selten über Entfernungen von mehr als 100 Metern vom Mutterbaum), verbreitet sich die Robinie leicht durch fließende Gewässer, Pflanzungen und vom Menschen verunreinigte Böden (Säumel und Kowarik 2013).

Abb. 35: Risikokategorien für die verschiedenen Stadien der Invasion der Robinie in trockenem halbnatürlichem Grünland und Auenwäldern, die durch das Protokoll Harmonia+ bewertet wurden (zu Einzelheiten siehe Abb. 34).

Umweltwirkung und Gesamtrisiko sind in trockenem Grünland weitaus höher als in Auenwäldern. Die wichtigsten Unterschiede liegen hauptsächlich in der Konkurrenzfähigkeit der Robinie sowie in ihrer Fähigkeit, dichte Populationen in den beiden Habitattypen zu bilden, wie in Exkurs 9 beschrieben.

Die Abschätzung der Auswirkungen einer Art oder die Bewertung des damit verbundenen Risikos unterliegt Unsicherheiten (Leung et al. 2012). Diese Unsicherheiten können aus unzureichend verfügbaren Informationen oder gegensätzlichen oder widersprüchlichen Ergebnissen entweder aufgrund der verwendeten Methodik oder aufgrund der kontextabhängigen Wirkungen herrühren. Die Bewertung und Kommunikation dieser Unsicherheiten ist als integraler Bestandteil des Prozesses anzusehen. Sie müssen von den Entscheidungsträgern oder Risikomanagern zum Zeitpunkt einer Maßnahme in Betracht gezogen werden. Die hierin beschriebenen Protokolle, EICAT und Harmonia+, weisen beide Unsicherheiten in ihren Bewertungsprozessen auf (D'Hondt et al. 2015, Hawkins et al. 2015).

Risikomanagement wird von FAO und IPPC definiert als die Bewertung und Auswahl von Optionen zur Verringerung des Risikos im Zusammenhang mit der Einführung und Verbreitung eingeführter Pflanzenarten.

Risikomanagern stehen nur wenige Schemata zur Verfügung, an denen sie sich bei der Festlegung und Priorisierung von Managementzielen und -verfahren für eingeführte Pflanzen orientieren können (vgl. jedoch Schmiedel et al. 2016). Die wichtigsten verfügbaren Optionen für Entscheidungsträger und Landbewirtschafter werden nachfolgend auf der Grundlage der Artenverteilung innerhalb des Einführungsgebiets beschrieben (Abb. 36).

Abb. 36: Risikomanagementoptionen für invasive Pflanzen.

In den IPPC-Leitlinien und Standards wird die Anwendung von Quarantänemaßnahmen empfohlen, wenn die eingeführte Pflanze in dem betroffenen Gebiet noch nicht anzutreffen oder noch nicht weit verbreitet ist. Diese Maßnahmen sollten sich überwiegend auf präventive Aktionen, mit denen die Einführung von Arten verringert wird, sowie auf eine frühzeitige Beseitigung konzentrieren (Tab. 9). Die Prävention beinhaltet in der Regel das

Verbot der Einfuhr, des Handels und der Anpflanzung, wobei die Notwendigkeit und Verhältnismäßigkeit jeweils durch eine ausführliche Risikoanalyse im Sinne des WTO-Übereinkommens über die Anwendung gesundheitspolizeilicher und pflanzenschutztechnischer Maßnahmen gerechtfertigt werden muss. Die Prävention und die Anwendung von Quarantänemaßnahmen können entweder durch rechtliche Instrumente auferlegt oder durch einen Verhaltenskodex wie etwa zur Plantagenforstwirtschaft gefördert werden (siehe Exkurs II). Möglichst proaktives Handeln ist zu einem Muss geworden.

Bei der Auswahl und Förderung neuer verholzender Arten in einem Gebiet ist daher von Arten abzusehen, die verwildern, sich verbreiten und die heimische Artenvielfalt bedrohen könnten.

Die in diesem Kapitel beschriebenen Ansätze und Bewertungsschemata stellen interessante Instrumente dar und sollten bei der Bewertung der Umweltrisiken im Zusammenhang mit der Einführung dieser neuen Arten in Betracht gezogen werden.

Tab. 9: Quarantäne- (EPPO PM 5/3) und Managementmaßnahmen (EPPO PM 3/67), vorgeschlagen von der EPPO, um die Verbreitung und die nachteiligen Auswirkungen von invasiven eingeführten Bäumen zu minimieren.

Quarantänemaßnahmen (Art nicht vorhanden oder wenig verbreitet)
• Verbot der Einfuhr, des Handels und der Anpflanzung
• Überwachungs- und Berichtspflicht
• Notfallplan (d. h. Aktionsplan für die lokale Beseitigung, wenn die Pflanze vorgefunden wird).
Managementmaßnahmen (Art weit verbreitet)
• Kennzeichnung oder Markierung von Pflanzen in Baumschulen
• Einschränkung der Anpflanzungsbedingungen (Schutz nicht vorgesehener Habitate)
• Berichtspflicht bei neuen Vorkommen außerhalb der vorgesehenen Habitate
• Notfallplan, wenn die Pflanze in nicht vorgesehenen Habitaten vorgefunden wird, z. B. zur lokalen Beseitigung
• Anwendung von Pflanzungs-, Waldbau- und Baumernteverfahren, um die Artenverbreitung in nicht vorgesehenen Habitaten zu minimieren

Abgesehen von der Prävention werden von internationalen Organisationen Managementmaßnahmen empfohlen, wenn die eingeführte Pflanze bereits weit verbreitet ist und nicht mehr beseitigt werden kann. Dies trifft auf Baumarten zu, die in starkem Maße angebaut werden und sozioökonomische Vorteile in Form von Holz-, Biomasse- oder Honigproduktion bieten (siehe Kapitel 1.1 und 1.2). In diesem Fall ist die natürliche Verbreitung aus etablierten wilden Populationen von größerem Belang als Etablierungen aufgrund des internationalen Handels. Quarantänemaßnahmen sind daher als wenig effektiv zu betrachten (Branquart et al. im Druck). Das Management weit verbreiteter Bäume umfasst ein breites Spektrum an Maßnahmen, mit deren Hilfe die Verbreitung und Inva-

sion in nicht vorgesehene Habitate verringert werden soll. Wie von Sitzia et al. (2016) angemerkt, kann der Forstwirtschaftssektor aktiv in die Eindämmung der Verbreitung und der entsprechenden Auswirkungen eingeführter Bäume eingebunden werden, und zwar durch Anwendung spezieller Pflanzungs-, Waldbau- und Baumernteverfahren. Die Einführung von Biopestiziden aus heimischen Verbreitungsgebieten wurde ebenfalls als Managementmaßnahme vorgeschlagen, gilt aber im Allgemeinen wegen ihrer negativen Auswirkung auf die Holzproduktion als ungeeignet für eingeführte Bäume (van Wilgen und Richardson 2014).

Abb. 37: Die Robinie wird häufig an Bahngleisen angepflanzt, um die Böschungen zu stabilisieren und die Bodenerosion zu verringern. Über Wurzeltriebbildung, Stockausschlag und Samenerzeugung breitet sie sich ausgehend von ihrem Anpflanzungsstandort rasch aus und kann in benachbarte natürliche Habitate, wie beispielsweise die felsige Umgebung in diesem Bild, eindringen. Für die Vermeidung von Bodenerosion sollte die Robinie möglichst durch andere heimische Pflanzen ersetzt werden, von denen man weiß, dass sie Bodenerosion verhindern (Foto: E. Branquart).

Die Robinie wurde in der atlantischen, kontinentalen und mediterranen Region europaweit verbreitet angepflanzt und kommt mittlerweile lokal in großer Anzahl vor. Beispielsweise bietet sie in Ungarn und im italienischen Piemont wichtige Vorteile im Zusammenhang mit der Honigproduktion sowie als Holzquelle. In diesem Fall ist die Anwendung von Quarantäne- und Beseitigungsmaßnahmen nicht sinnvoll. Jedoch können im Zuge von Managementmaßnahmen ihre Auswirkungen auf natürliche Habitate eingedämmt werden, indem die Anpflanzung in oder in der Nähe von Habitaten mit hohem Schutzwert oder in Gebieten mit Grenzertragsböden, unterlassen wird (vgl. z. B. Vitkova et al. 2015). In Wäldern kann das Invasionspotenzial der Robinie durch die Beschränkung der Niederwald- und Kahlschlagswirtschaft gekoppelt mit der Erhaltung von Wäldern mit geschlossenem Kronendach stark verringert werden. Darüber hinaus könnten invadierte Gebiete potenziell wiederhergestellt werden, indem die Etablierung von Baumarten der späten

Sukzessionsphase unterstützt wird; wenn einzelne Vertreter dieser Arten heranwachsen, verringern sie das der Robinie zur Verfügung stehende Licht und verdrängen sie (siehe Kapitel 3.6 und 5.1).

Eine effektive Kommunikation möglicher Gefahren im Zusammenhang mit eingeführten Arten ist von wesentlicher Bedeutung.

Während des gesamten Risikoanalyseprozesses sind der Austausch und die Kommunikation mit allen Beteiligten enorm wichtig, damit sichergestellt wird, dass die aus der Analyse resultierende Entscheidung von allen verstanden und getragen wird. Darüber hinaus sind während des Prozesses Informationen vonseiten der Beteiligten zu Vorteilen, beobachteten Auswirkungen in Wäldern sowie Managementpraktiken notwendig. Da die verschiedenen Beteiligten und Sektoren unterschiedliche Bedürfnisse und Werte haben, wirken sich die eingeführten Arten auch unterschiedlich auf sie aus. Aus diesem Grund sind sie auch von Entscheidungen, die das Risiko und entsprechende Managementmaßnahmen betreffen, unterschiedlich betroffen. Ausschlaggebend für eine effektive Umsetzung der Entscheidungen und Managementmaßnahmen ist die Unterstützung durch alle Beteiligten. Da die Wahrnehmungen der Beteiligten hinsichtlich der Effektivität der getroffenen Entscheidungen erheblichen Einfluss haben können, müssen solche Wahrnehmungen bei der Durchführung von Risikoanalysen für gebietsfremde Arten unbedingt berücksichtigt werden.

Literaturverzeichnis

Akatov, V.V., Akatova, T.V. und Shadzhe, A.E. 2012. *Species richness of tree and shrub layers in riparian forests of the Western Caucasus dominated by alien species. Russian Journal of Ecology. 43: 294-301. doi:10.1134/S1067413612040030*

Andersen, M.C., Adams, H., Hope, B. und Powell, M. 2004. *Risk Assessment for Invasive Species. Risk Analysis. 24: 787-793. doi:10.1111/j.0272-4332.2004.00478.x*

Benesperi, R., Giuliani, C., Zanetti, S., Gennai, M., Lippi, M.M., Guidi, T., Nascimbene, J. und Foggi, B. 2012. *Forest plant diversity threatened by Robinia pseudoacacia (black-locust) invasion. Biodiversity and Conservation. 21: 3555-3568. doi:10.1007/s10531-012-0380-5*

Blackburn, T.M., Pyšek, P., Bacher, S., Carlton, J.T., Duncan, R.P., Jarošík, V., Wilson, J.R.U. und Richardson, D.M. 2011. *A proposed unified framework for biological invasions. Trends in Ecology and Evolution. 26(7): 333-339. doi:10.1016/j.tree.2011.03.023*

Blackburn, T.M., Essl, F., Evans, T., Hulme, P.E., Jeschke, J.M., Kühn, I., Kumschick, S., Mrugała, A., Marková, Z., Nentwig, W., Pergl, J., Pyšek, P., Rabitsch, W., Ricciardi, A., Richardson, D.M., Sendek, A., Vilà, M., Wilson, J.R.U., Winter, M., Genovesi, P. und Bacher, S. 2014. *A unified classification of alien species based on the magnitude of their environmental impacts. PLoS Biology. 12(5): e1001850. doi:10.1371/journal.pbio.1001850*

Branquart, E., Brundu, G., Buholzer, S., Chapman, D., Ehret, P., Fried, G., Starfinger, U., van Valkenburg, J. und Tanner, R. In press. *A prioritization process for invasive alien plant species incorporating the requirements of EU Regulation no. 1143/2014. EPPO Bulletin.*

Cierjacks, A., Kowarik, I., Joshi, J., Hempel, S., Ristow, M., von der Lippe, M. und Weber, E. 2013. *Biological flora of the British Isles: Robinia pseudoacacia. Journal of Ecology. 101: 1623-1640. doi:10.1111/1365-2745.12162*

D'hondt, B., Vanderhoeven, S., Roelandt, S., Mayer, F., Versteirt, V., Adriaens, T., Ducheyne, E., San Martin, G., Grégoire, J.-C., Stiers, I., Quoilin, S., Cigar, J., Heughebaert, A. und Branquart, E. 2015. *Harmonia+ and Pandora+: risk screening tools for potentially invasive plants, animals and their pathogens. Biological Invasions. 17: 1869-1883. doi:10.1007/s10530-015-0843-1*

Dodet, M. und Collet, C. 2012. *When should exotic forest plantation tree species be considered as an invasive threat and how should we treat them? Biological Invasions. 14: 1765-1778. doi:10.1007/s10530-012-0202-4*

EFSA Scientific Committee. 2012. *Scientific Opinion on Risk Assessment Terminology. European Food Safety Authority. EFSA Journal. 10(5): 2664. doi:10.2903/j.efsa.2012.2664*

Essl, F., Milasowszky, N. und Dirnbock, T. 2011. *Plant invasions in temperate forests: resistance or ephemeral phenomenon? Basic and Applied Ecology. 12: 1–9. doi:10.1016/j.baae.2010.10.003*

Hawkins, C.L., Bacher, S., Essl, F., Hulme, P.E., Jeschke, J.M., Kühn, I., Kumschick, S., Nentwig, W., Pergl, J., Pyšek, P., Rabitsch, W., Richardson, D.M., Vilà, M., Wilson, J.R.U., Genovesi, P. und Blackburn, T.M. 2015. *Framework and guidelines for implementing the proposed IUCN Environmental Impact Classification for Alien Taxa (EICAT). Diversity and Distributions. 21: 1360-1363. doi:10.1111/ddi.12379*

Kawaletz, H., Mölder, I., Zerbe, S., Annighöfer, P., Terwei, A. und Ammer, C. 2013. *Exotic tree seedlings are much more competitive than natives but show underyielding when growing together. Journal of Plant Ecology. 6: 305-315. doi:10.1093/jpe/rts044*

Krivanek, M. und Pysek, P. 2006. *Predicting invasions by woody species in a temperate zone: a test of three risk assessment schemes in the Czech Republic (Central Europe). Diversity and Distributions. 12: 319–327. doi:10.1111/j.1366-9516.2006.00249.x*

Kumschick, S. und Nentwig, W. 2010. *Some alien birds have as severe an impact as the most effectual alien mammals in Europe. Biological Conservation. 143: 2757-2762. doi:10.1016/j.biocon.2010.07.023*

Kumschick, S. und Richardson, D.M. 2013. *Species-based risk assessments for biological invasions: advances and challenges. Diversity and Distributions. 19: 1095–1105. doi:10.1111/ddi.12110*

Kumschick, S., Gaertner, M., Vilà, M., Essl, F., Jeschke, J.M., Pyšek, P., Bacher, S., Blackburn, T.M., Dick, J.T.A., Evans, T., Hulme, P.E., Kühn, I., Mrugała, A., Pergl, J., Rabitsch, W., Ricciardi, A., Richardson, D.M., Sendek, A. und Winter, M. 2015a *Ecological impacts of alien species: quantification, scope, caveats and recommendations. BioScience. 65: 55–63. doi:10.1093/biosci/biu193*

Kumschick, S., Bacher, S., Marková, Z., Pergl, J., Pyšek, P., Vaes-Petignat, S., van der Veer, G., Vilà, M. und Nentwig, W. 2015b *Comparing impacts of alien plants and animals using a standard scoring system. Journal of Applied Ecology. 52: 552-561. doi:10.1111/1365-2664.12427*

Lamarque, R.J., Delzon, S. und Lortie. C.J. 2011. *Tree invasions: a comparative test of the dominant hypotheses and functional traits. Biological Invasions. 13: 1969-1989. doi:10.1007/s10530-011-0015-x*

Leung, B., Roura-Pascual, N., Bacher, S., Heikkilä, J., Brotons, L., Burgman, M.A., Dehnen-Schmutz, K., Essl, F., Hulme, P.E., Richardson, D.M., Sol, D. und Vilà, M. 2012. *TEASIng apart alien species risk assessments: a framework for best practices. Ecology Letters. 15: 1475–1493. doi:10.1111/ele.12003*

Maringer, J., Wohlgemuth, T., Neff, C., Pezzatti, G.B. und Conedera, M. 2012. *Post-fire spread of alien plant species in a mixed broad-leaved forest of the Insubric region. Flora – Morphology, Distribution. Functional Ecology of Plants. 207: 19–29. doi:10.1016/j.flora.2011.07.016*

Matus, G., Tóthmérész, B. und Papp, M. 2003. *Restoration prospects of abandoned species-rich sandy grassland in Hungary. Applied Vegetation Science. 6: 169-178. doi:10.1111/j.1654-109X.2003.tb00577.x*

McGeoch, M.A., Genovesi, P., Bellingham, P.J., Costello, M.J., McGrannachan, C. und Sheppard, A. 2015. *Prioritizing species, pathways, and sites to achieve conservation targets for biological invasion. Biological Invasions. 18(2): 299-314. doi: 10.1007/s10530-015-1013-1*

Nentwig, W., Kühnel, E. und Bacher, S. 2009. *A generic impact-scoring system applied to alien mammals in Europe. Conservation Biology. 24: 302–311. doi:10.1111/j.1523-1739.2009.01289.x*

Niinemets, U. und Valladares, F. 2006. *Tolerance to shade, drought and waterlogging of temperate Northern Hemisphere trees and shrubs. Ecological Monographs. 76: 521-547. doi:10.1890/0012-9615(2006)076[0521:TTSDAW]2.0.CO;2*

Radtke, A., Ambrass, S., Zerbe, S., Tonona, G., Fontanac, V. und Ammer, C. 2013. *Traditional coppice forest management drives the invasion of Ailanthus altissima and Robinia pseudoacacia into deciduous forests. Forest Ecology and Management. 291: 308–317. doi:10.1016/j.foreco.2012.11.022*

Rehounkova, K. und Prach, K. 2008. *Spontaneous vegetation succession in gravel-sand pits: a potential for restoration. Restoration Ecology. 16, 305-312. doi:10.1111/j.1526-100X.2007.00316.x*

Säumel, I. und Kowarik, I. 2013. *Propagule morphology and river characteristics shape secondary water dispersal in tree species. Plant Ecology. 214: 1257-1272. doi:10.1007/s11258-013-0249-z*

Schmiedel, D., Wilhem, E.-G., Roth, M., Scheibner, C., Nehring, S. und Winter, S. 2016. *Evaluation system for management measures of invasive alien species. Biodiversity and Conservation. 25: 357-374. doi:10.1007/s10531-016-1054-5*

Schrader, G., Unger, J.G. und Starfinger, U. 2010. *Invasive alien plants in plant health: a review of the past ten years. EPPO Bulletin. 40: 239–247. doi:10.1111/j.1365-2338.2010.02379.x*

Sitzia, T., Compagnaro, T., Kowarik, I. und Trentanovi, G. 2016 *Using forest management to control invasive alien species: helping implement the new European regulation on invasive alien species. Biological Invasions. 18: 1-16. doi:10.1007/s10530-015-0999-8*

Staska, B., Essl, F. und Samimi, C. 2014. *Density and age of invasive Robinia pseudoacacia modulate its impact on floodplain forests. Basic and Applied Ecology. 15: 551-558. doi:10.1016/j.baae.2014.07.010*

Valéry, L., Fritz, H., Lefeuvre, J.C. und Simberloff, D. 2008. *In search of a real definition of the biological invasion phenomenon itself. Biological Invasions. 10: 1345-1351. doi:10.1007/s10530-007-9209-7*

Vanderhoeven, S., Adriaens, T., D'hondt, B., Van Gossum, H., Vandegehuchte, M., Verreycken, H., Cigar, J. und Branquart, E. 2015. *A science-based approach to tackle invasive alien species in Belgium – the role of the ISEIA protocol and the Harmonia information system as decision support tools. Management of Biological Invasions. 6: 197-208. doi:10.3391/mbi.2015.6.2.10*

Van Wilgen, B.W. und Richardson, D.M. 2014. *Challenges and trade-offs in the management of invasive alien trees. Biological Invasions. 16: 721-773. doi:10.1007/s10530-013-0615-8*

Vitkova, M., Tonika, J. und Mullerova, J. 2015. *Black locust – Successful invader of a wide range of soil conditions. Science of the Total Environment. 505: 315–328. doi:10.1016/j.scitotenv.2014.09.104*

Exkurs I: Herausforderung Eschentriebsterben – eine Entscheidungshilfe für Forstpraktiker im Ortenaukreis

Bernhard Mettendorf und Daniela Vetter

Die ersten Symptome des Eschentriebsterbens, verursacht durch den Pilz *Hymenoscyphus fraxineus* (siehe Kapitel 4.3), traten in Südwestdeutschland im Jahr 2009 auf. Seitdem hat sich die Krankheit zu einem ernsten Problem für Förster, Forstverwaltung und Waldbesitzer entwickelt.

Der Ortenaukreis ist ein Landkreis in Baden-Württemberg. Er grenzt im Westen an Frankreich und erstreckt sich im Osten bis in die Höhen des Schwarzwalds und den gleichnamigen Nationalpark. Die Rheinebene, die im Westen von Frankreich begrenzt wird, verläuft auf etwa 50 km von Nord nach Süd durch den Ortenaukreis. Die Esche (*Fraxinus excelsior* L.) ist eine typische Baumart in den Auwäldern der Rheinebene und ist an die dort vorkommenden Standorte angepasst. Sie ist daher eine häufig vorkommende Baumart in den Auenwäldern des Ortenaukreises und auf ungefähr 20 % der Waldfläche zu finden.

Vor einigen Jahrzehnten galt die Esche als gesunde und resistente Baumart und wurde deshalb bewusst als Ersatz für die damals kränkelnde Eiche (*Quercus robur* L.) angepflanzt. Deshalb weisen die gegenwärtigen Bestände oft einen hohen Eschenanteil auf. In den letzten Jahren hat das Eschentriebsterben stark zugenommen (siehe Kapitel 4.3). Zusätzlich zum Zurücksterben der Krone ist auch der Stammfuß von der Krankheit betroffen. Die Infektion am Stammfuß zieht meist einen Befall mit Hallimasch (*Armillaria* spp.) nach sich. Die betroffenen Bäume werden dadurch instabil und können in der Folge jederzeit ohne Vorwarnung umstürzen.

Das Eschentriebsterben stellt die Waldbewirtschaftung vor enorme Herausforderungen, z. B. in Bezug auf Arbeitssicherheit, Arbeitsorganisation, Holzmarkt und Naturschutz. Aufgrund des schnellen Voranschreitens der Krankheit sind besondere Maßnahmen erforderlich. Die untere Forstbehörde im Ortenaukreis hat daher eine Entscheidungshilfe für den Umgang mit der Krise Eschentriebsterben entwickelt. Die Entscheidungshilfe soll Förster in ihren Managemententscheidungen sowie in der Kommunikation mit den Waldbesitzern (in der Rheinebene meist Gemeinden) unterstützen.

Die Entscheidungshilfe wurde von einer sechsköpfigen Arbeitsgruppe der unteren Forstbehörde im Ortenaukreis entwickelt. Die Abteilung Forstökonomie der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg (FVA) hat die Arbeitsgruppe beraten. Die Entscheidungshilfe ist in zwei Stufen untergliedert: (1) Hiebsmaßnahme (in den geschädigten Eschenbeständen) und (2) Pflanzung (ggf. nach Räumung). Da ganz überwiegend Gemeinden die Auwälder im Ortenaukreis besitzen, sollten die Interessen und Ziele der Waldeigentümer explizit in der Entscheidungshilfe berücksichtigt werden.

Die gesamte Entscheidungshilfe besteht aus folgenden Teilen:

1. Entscheidungsbaum (für Hiebsmaßnahme und Pflanzung).

→ siehe Abb. 40 und 41

In jedem der beiden Entscheidungsbäume bilden die Ziele der Waldbesitzer die Grundlage für die Managemententscheidung. Weitere wichtige Aspekte (z. B. gesetzliche oder betriebliche Beschränkungen) können zum Ausschluss einer oder mehrerer Alternativen führen.

2. Nutzwertanalyse, um die am besten geeignete Handlungsalternative unter Berücksichtigung der Eigentümerziele zu bestimmen.

Die Nutzwertanalyse liefert die am besten geeignete Handlungsalternative für einen bestimmten Waldbesitzer mit dessen spezieller Zielsetzung. Die relevanten Entscheidungskriterien und möglichen Handlungsalternativen wurden im Vorfeld definiert.

→ siehe Tab. 10–13 (fiktive Beispiele zur Veranschaulichung, wie verschiedene Ziele der Eigentümer zu einer unterschiedlichen Eignungsbewertung der Handlungsalternativen führen)

Tabelle 10: Gemeinde *„Profithausen"* – Hiebsmaßnahme

Entscheidungsrelevante Kriterien[1]

Gewinn aus Holzernte	++	Erhalt gesunder Eschen und Misch-BA	-
Folgekosten	++	Erhalt Alt- und Totholz	-
Nachhaltigkeit der Wertholznutzung	++	Räumliche Strukturvielfalt	-
Sicherung Folgebestand	+	Erholungswert	-
		Brennholzversorgung	+

Handlungsalternativen[2]

	mit Naturverjüngung[3]	**ohne Naturverjüngung**[3]
Verbleibendes Wertholz[3]	1) Durchforstung 2) Räumung, temporäre Stilllegung	1) Durchforstung 2) Räumung 3) temporäre Stilllegung
Kein verbleibendes Wertholz[3]	1) Durchforstung, Räumung 2) temporäre Stilllegung	1) Räumung 2) Durchforstung 3) temporäre Stilllegung

Tabelle 11: Gemeinde *„Ökodorf"* – Hiebsmaßnahme

Entscheidungsrelevante Kriterien

Gewinn aus Holzernte	-	Erhalt gesunder Eschen und Misch-BA	++
Folgekosten	+	Erhalt Alt- und Totholz	+
Nachhaltigkeit der Wertholznutzung	-	Räumliche Strukturvielfalt	++
Sicherung Folgebestand	+	Erholungswert	++
		Brennholzversorgung	+

Handlungsalternativen

	mit NVJ	**ohne NVJ**
Verbleibendes Wertholz	1) Durchforstung 2) temporäre Stilllegung 3) Räumung	1) Durchforstung, temporäre Stilllegung 2) Räumung
Kein verbleibendes Wertholz	1) Durchforstung 2) temporäre Stilllegung 3) Räumung	1) Durchforstung, temporäre Stilllegung 2) Räumung

Tabelle 12: Gemeinde *„Profithausen“* – Pflanzung

Entscheidungsrelevante Kriterien

Kosten	++	Strukturvielfalt/Ökologie	-
Schneller Ertrag	++	BA-Vielfalt	+
Wertbeständigkeit (Holzmarkt)	+	Erholungswert	-
Betriebssicherheit (hier: genetische Vielfalt)	+	Brennholzversorgung	+

Handlungsalternativen[4]

0) Naturverjüngung[5]
1) WET Pappel,
WET Buntlaubbaum
2) WET Eiche

Tabelle 13: Gemeinde *„Ökodorf“* – Pflanzung

Entscheidungsrelevante Kriterien

Kosten	+	Strukturvielfalt/Ökologie	++
Schneller Ertrag	-	BA-Vielfalt	++
Wertbeständigkeit (Holzmarkt)	-	Erholungswert	+
Betriebssicherheit (hier: genetische Vielfalt)	-	Brennholzversorgung	+

Handlungsalternativen

0) Naturverjüngung
1) WET Buntlaubbaum,
WET Eiche
2) WET Pappel

[1] Die relevanten Kriterien wurden vorab definiert (Wichtigkeit für den Waldbesitzer, dargestellt durch „++“ = sehr wichtig, „+“ = wichtig und „-“ = unwichtig); zu näheren Informationen und Eignungswerten siehe Entscheidungsmatrix mit Nutzwertanalyse.

[2] Siehe Entscheidungsmatrix mit Nutzwertanalyse zu Informationen über die Bewertung der Handlungsalternativen; Handlungsalternativen wurden durch eine Nutzwertanalyse analysiert und entsprechend ihrer Eignung hinsichtlich der Ziele des Waldbesitzers bewertet.

[3] Die Eignung der Handlungsalternativen kann je nach Bestandessituation variieren; zu Eignungswerten unter Berücksichtigung unterschiedlicher Bestandessituationen siehe Entscheidungsmatrix mit Nutzwertanalyse.

[4] Schwerpunkt auf der am besten geeigneten Pflanzalternative, jedoch wird eine Mischung aller drei Alternativen empfohlen; Anteil der führenden Baumart ≤ 60 % und mindestens 3–5 Baumarten empfohlen.

[5] „0“ wurde hier zugeordnet, da Verjüngung nicht als Handlungsalternative betrachtet wurde, sondern lediglich als Vergleich zu den Pflanzalternativen, insbesondere in der Kommunikation mit den waldbesitzenden Kommunen; Naturverjüngung kann aufgrund ungünstiger Standortbedingungen (Boden) oder hoher Rehwilddichten fehlen, was jeweils vom Förster nicht beeinflusst werden kann (Jagdreviere werden von den Kommunen überwiegend an Privatpersonen verpachtet).

Die Eignung der Alternativen wurde durch die Nutzwertanalyse bewertet. Die relevanten Entscheidungskriterien und möglichen Handlungsalternativen wurden von der Arbeitsgruppe der unteren Forstbehörde im Ortenaukreis definiert. Auch die Eignungswerte (wie geeignet ist eine Alternative im Hinblick auf die Erfüllung des Kriteriums?) wurden von dieser Arbeitsgruppe festgelegt. Die Bedeutung oder Gewichtung der einzelnen Kriterien spiegelt die Ziele der Waldeigentümer wider.

→ siehe Tab. 14–15

Die ausgearbeitete Entscheidungshilfe soll Förster, Forstverwaltung und Waldbesitzer beim Umgang mit den Folgen des Eschentriebsterbens unterstützen. Angesichts der Tatsache, dass der Ortenaukreis ungefähr 3000 ha Eschenbestände umfasst, werden die langfristigen Folgen jedoch einschneidend sein. Zum einen ist der Ertrag aus Auwäldern im Allgemeinen gering, so dass der großflächige Verlust von Waldbeständen für viele Waldeigentümer schwere finanzielle Folgen haben wird. Zum anderen kann die Esche nicht durch eine einzelne Baumart vollständig ersetzt werden. Alle potenziellen Arten, z. B. Eiche, Hainbuche (*Carpinus betulus* L.), Erle (*Alnus* spp.), sind auf den Eschenstandorten nicht vollumfänglich geeigent.

Tabelle 14. Entscheidungsmatrix „Hiebsmaßnahme" – Gemeinde *Profithausen*

14.1 Bestände mit NVJ, mit verbleibendem Wertholz[1]

		Räumung		Durchforstung		Temporäre Stilllegung	
Kriterium	**Gewicht**	**Eignung[2]**	**Zielerreichung[3]**	**Eignung**	**Zielerreichung**	**Eignung**	**Zielerreichung**
Gewinn aus Holzernte	20%	1	0,2	2	0,4	3	0,6
Folgekosten	20%	2	0,4	1	0,2	2	0,4
Nachhaltigkeit der Wertholznutzung	20%	3	0,6	1	0,2	2	0,4
Sicherung Folgebestand	10%	1	0,1	1	0,1	2	0,2
Erhalt gesunder Eschen und Misch-BA	5%	3	0,15	1	0,05	1	0,05
Erhalt Alt - und Totholz	5%	3	0,15	2	0,1	1	0,05
räumliche Strukturvielfalt	5%	2	0,1	1	0,05	1	0,05
Erholungswert	5%	2	0,1	1	0,05	1	0,05
Brennholzversorgung	10%	2	0,2	1	0,1	2	0,2
	100%		**2**		**1,25**		**2**

14.2 Bestände mit NVJ, ohne verbleibendes Wertholz

		Räumung		Durchforstung		temporäre Stilllegung	
Kriterium	**Gewicht**	**Eignung**	**Zielerreichung**	**Eignung**	**Zielerreichung**	**Eignung**	**Zielerreichung**
Gewinn aus Holzernte	20%	1	0,2	2	0,4	3	0,6
Folgekosten	20%	2	0,4	1	0,2	2	0,4
Nachhaltigkeit der Wertholznutzung	20%	1	0,2	2	0,4	2	0,4
Sicherung Folgebestand	10%	1	0,1	1	0,1	2	0,2
Erhalt gesunder Eschen und Misch-BA	5%	3	0,15	1	0,05	1	0,05
Erhalt Alt - und Totholz	5%	3	0,15	2	0,1	1	0,05
räumliche Strukturvielfalt	5%	2	0,1	1	0,05	1	0,05
Erholungswert	5%	2	0,1	1	0,05	1	0,05
Brennholzversorgung	10%	2	0,2	1	0,1	2	0,2
	100%		**1,6**		**1,45**		**2**

[1] je nach Ausgangssituation (mit/ohne NVJ, mit/ohne verbleibendes Wertholz) unterscheiden sich die Eignungswerte (1 – gut, 2 – mittel, 3 – schlecht) der Alternativen (Räumung etc.) für das jeweilige Kriterium

[2] Eignung heißt: Wie gut ist die Alternative geeignet, das Kriterium zu erfüllen? Bsp. Eignung der Räumung um Gewinn aus Holzernte zu erzielen gut = 1 usw.

[3] Zielerreichung=Gewicht wird mit Eignungswert multipliziert und alle Zielerreichungswerte pro Alternative summiert (ergibt hier bei Räumung „2", die hinsichtlich der Eigentümerzielsetzung (Gewichtung) schlechter zu bewerten ist als die Durchforstung mit „1,25")

Tabelle 15. Entscheidungsmatrix „Pflanzung" – Gemeinde *Profithausen*

		NVJ[4]		WET Blb[5]		WET Pa		WET Ei	
Kriterium	**Gewicht**	**Eignung**	**Zielerreichung**	**Eignung**	**Zielerreichung**	**Eignung**	**Zielerreichung**	**Eignung**	**Zielerreichung**
Kosten	20%	1	0,2	2	0,4	1	0,2	3	0,6
Schneller Ertrag	30%	2	0,6	2	0,6	1	0,3	3	0,9
Wertbeständigkeit (Holzmarkt)	10%	2	0,2	2	0,2	3	0,3	1	0,1
Betriebssicherheit (hier: genetische Vielfalt)	10%	1	0,1	2	0,2	3	0,3	2	0,2
Strukturvielfalt/Ökologie	5%	2	0,1	2	0,1	3	0,15	1	0,05
BA-Vielfalt	10%	2	0,2	1	0,1	3	0,3	2	0,2
Erholungswert	5%	2	0,1	2	0,1	3	0,15	1	0,05
Brennholzversorgung	10%	1	0,1	2	0,2	3	0,3	3	0,3
	100%		**1,6**		**1,9**		**2**		**2,4**

[4] Naturverjüngung wurde in die Entscheidungsmatrix aufgenommen, um den waldbesitzenden Kommunen die Vorteile von Naturverjüngung zu verdeutlichen; Naturverjüngung bezieht sich hier ausschließlich auf standortsgerechte Naturverjüngung.

[5] WET = Waldentwicklungstyp gemäß ForstBW Richtlinie landesweiter Waldentwicklungstypen (April 2014), WET Buntlaubbaum umfasst u.a. Ahorn, Kirsche, Nuss, Linde, Hainbuche.

Durch eingeführte Arten kann die Auswahl der möglichen Eschenalternativen möglicherweise erweitert werden.

Das Amt für Waldwirtschaft Ortenaukreis verfolgt in allen Fällen, in denen die Naturverjüngung in vom Eschentriebsterben betroffenen Beständen nicht ausreicht und die Frage der Anpflanzung geeigneter Ersatzbäume im Raum steht, einen praxisorientierten Ansatz. Jedoch wird die Auswahl der möglichen alternativen Arten aus verschiedenen Gründen zunehmend eingeschränkt. Es gibt Beispiele von Baumarten, die bereits infolge ähnlicher Prozesse vollständig verschwunden sind, z. B. Ulmen (*Ulmus* spp.), die von der Holländischen Ulmenwelke (*Ophiostoma novo-ulmi* Brasier) betroffen sind, und Erlen (*Alnus glutinosa* L.), die lokal vom Erreger der Wurzelhalsfäule (*Phytophtera alni* subsp. alni) bedroht werden. Infolge der Globalisierung haben sich verschiedene Baumschädlinge in Europa ausgebreitet. Durch Änderungen in der Landnutzung und klimatische Veränderungen sind zahlreiche Arten in ihren natürlichen Verbreitungsgebieten, aber auch in ihren nichtnatürlichen Verbreitungsgebieten gefährdet.

Die Etablierung gesunder, artenreicher Bestände ist eines der wichtigsten Ziele der Forstwirtschaft, da die Auswahl an geeigneten heimischen Arten in Zukunft allerdings begrenzt sein wird, besteht eine mögliche Lösung für das Problem darin, das Artenportfolio durch geeignete nichtheimische Baumarten als Alternativen zu erweitern.

Die Hauptkriterien für die Selektion der eingeführten Arten sind:

1. Angepasstheit an bestimmte Standortbedingungen
2. guter Zuwachs
3. Resistenz gegenüber den gegenwärtig verbreiteten Schädlingen und Krankheiten
4. gute allgemeine Holzqualität mit erwiesenen oder vielversprechenden Aussichten auf dem Holzmarkt
5. nichtinvasives Verhalten

Auf der Grundlage dieser Kriterien wurden die folgenden Baumgattungen und -arten ausgewählt:

- Lindenblättrige Birke (*Betula maximowicziana* Regel)
- Hickory (*Carya* spp.)
- Baum-Hasel (*Corylus colurna* L.)
- Schwarznuss (*Juglans nigra* L.)
- Hybridnuss (*Juglans × intermedia* Jacques)
- Tulpenbaum (*Liriodendron tulipifera* L.)
- Platane (*Platanus × hispanica* Mill. ex Munchh.)

Hickory, Schwarznuss und Tulpenbaum werden schon länger auf forstwirtschaftlichen Dauerversuchsflächen erprobt. Für Hybridnuss und Lindenblättrige Birke liegen nur kurzfristige Beobachtungen vor. Für die Platane gibt es noch keine Beobachtungsflächen, obwohl diese Baumart im Garten – und Landschaftsbau verbreitet angepflanzt wird. Die Rot-Esche (*Fraxinus pennsylvanica* Marshall) (Abb. 39) wurde wegen ihres invasiven Charakters und ihrer mangelnden Resistenz gegenüber dem Asiatischen Eschenprachtkäfer (*Agrilus planipennis* Fairmaire, 1888), einem neuen Schädling, der sich rasch ausbreitet hat und gegenwärtig in Russland grassiert, ausgeschlossen.

Abb. 38: Bestand mit 55 Jahre alten Platanen in einem Kommunalwald in der Nähe von Karlsruhe (Foto: B. Mettendorf).

Über die Einbindung nichtheimischer Baumarten in die waldbauliche Praxis aus ökonomischen und anderen Gründen sollte zukünftig vermehrt offen und transparent diskutiert und kommuniziert werden.

Die ausgewählten eingeführten Arten werden in den von heimischen Baumarten geprägten Waldtypen, z. B. Eichen- und anderen wertvollen Laubwäldern, bisher nur in geringem Ausmaß in die Forstwirtschaft und waldbauliche Praxis einbezogen. Die Anpflanzung wird als Ergänzung der Naturverjüngung oder als vollständige Aufforstung durchgeführt. Der Anteil einer in einem Bestand angepflanzten Art ist auf höchstens 30 % zu begrenzen (einzige Ausnahme ist die Eiche aus ökonomischen und Umweltschutzgründen). Diese Regel resultiert aus Erfahrungen im Zusammenhang mit dem Eschentriebsterben: Wenn der Anteil einer betroffenen Art 30 % überschreitet, gefährdet dies die Struktur des übrigen Bestands.

Beispielsweise kann im Forstamtsbezirk Offenburg die Etablierung eines eichengeprägten Bestands, der den bei Weitem wichtigsten Waldentwicklungstyp darstellt, unter Anwendung verschiedener Methoden gemanagt werden: Eine Möglichkeit besteht darin, die Stieleiche (*Quercus robur* L.) nur in Gruppen anzupflanzen, wobei die Anzahl der Gruppen pro Hektar zwischen 30 und 70 mit jeweils 20–25 Pflanzen pro Gruppe variieren kann. In den Zwischenräumen werden nichtheimische Arten in moderater Anzahl beigemischt. Bei dieser Strategie wird die Einbeziehung von Naturverjüngung heimischer Baumarten stark gefördert, während mit eingeführten Arten nur dosiert ergänzt wird.

An diesem Beispiel zeigt sich, dass waldbaulich angepasste Lösungen für solche Fälle verschiedene Ausgangssituationen gefunden werden müssen. Der praktische Ansatz der Anwendung eines an die spezifischen Bedingungen eines Forstbetriebs angepassten Rahmenkonzepts scheint auch für Betriebe in ähnlicher Lage und mit vergleichbaren Herausforderungen eine sinnvolle Alternative darzustellen.

Abb. 39: Vitale Verjüngung der Rot-Esche in einem Auengebiet in Ostösterreich (Foto: F. Krumm).

Abb. 40: Entscheidungsbaum Hiebsmaßnahme

Abb. 41: Entscheidungsbaum Pflanzung

3.2 Europäische Datenbanken zu invasiven gebietsfremden Arten

Annemarie Bastrup-Birk und Andreas Schuck

Maßgeblich für die Identifizierung und Eindämmung der von invasiven gebietsfremden Arten (Invasive Alien Species, IAS) ausgehenden Risiken sind zielgerichtete, aktuelle und leicht zugängliche Informationen. Solche Informationen würden eine Risikoanalyse und die Auswirkungen der am häufigsten vorkommenden bzw. bedrohlichsten IAS vereinfachen und dabei helfen, eine massive Ausbreitung in den Wäldern Europas zu verhindern und zu bekämpfen.

Die EU-Biodiversitätsstrategie 2020 (COM 2011) sieht eine spezielle Maßnahme vor, mit der die Einführung und Etablierung von IAS verhindert werden soll. Die hierzu in Kraft getretene EU-Verordnung zu invasiven gebietsfremden Arten enthält als wichtigen Aspekt eine Liste von IAS, die für Europa von Bedeutung sind (EC, 2014a). In der Verordnung werden die Mitgliedstaaten zu Folgendem aufgefordert:

> *Die Mitgliedstaaten errichten […] ein System zur Überwachung von invasiven gebietsfremden Arten von unionsweiter Bedeutung oder integrieren es in ihr bestehendes System, das durch Erhebungen, Monitoring oder andere Verfahren Daten über das Vorkommen invasiver gebietsfremder Arten in der Umwelt erfasst und aufzeichnet, um die Ausbreitung invasiver gebietsfremder Arten in die Union oder innerhalb der Union zu verhindern* (siehe Exkurs 12).

Es werden dringend Informationen zu Vorkommen und Verbreitung invasiver gebietsfremder Arten in allen Ökosystemen in Europa benötigt.

Bis heute gibt es etwa 40 Online-Informationsportale und -Datenbanken zu IAS auf globaler, europäischer, regionaler und nationaler Ebene. Zu den relevanten terrestrischen IAS Informationssystemen zählen die globale Datenbank der Pflanzenschutzorganisation für Europa und den Mittelmeerraum (European and Mediterranean Plant Protection Organization, EPPO) sowie die Datenbanken der Global Biodiversity Information Facility (GBIF), des Global Invasive Species Information Network (GISIN) und die der International Union for Conservation of Nature (IUCN) (siehe Exkurs 10). Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe (DAISIE) ist mit mehr als 12 000 gebietsfremden Arten eine der umfassendsten europäischen Datenbanken zu IAS. Erwähnenswert sind u. a. zwei weitere regionale Datenbanken, in denen terrestrische IAS in Europa verzeichnet sind: das European Network of Invasive Alien Species (NOBANIS; mehr als 20 europäische Länder) und das Regional Euro-Asian Biological Invasions Centre (REABIC) mit Schwerpunkt auf dem euro-asiatischen Raum.

Um die Durchführung der EU-Verordnung zu unterstützen, wurde das European Alien Species Information Network (EASIN) als neues Instrument eingerichtet.

Das European Alien Species Information Network (EASIN) gründet sich auf Erkenntnissen und Instrumenten, die für bereits bestehende Datenbanken wie DAISIE, NOBANIS und EPPO-PQR entwickelt wurden – vgl. auch Exkurs 10.

Exkurs 10: Ausgewählte Portale und Datenbanken zu IAS auf globaler, europäischer, regionaler und nationaler Ebene.

- Global Biodiversity Information Facility (GBIF) unter http://www.gbif.org
- Global Invasive Species Information Network (GISIN) unter http://www.gisin.org/
- Species Survival Committee (SSC) der International Union for Conservation of Nature (IUCN) – Invasive Species Specialist Group (ISSG) unter http://www.issg.org/index.html
- Global Register of Introduced and Invasive Species (GRIIS) unter http://www.griis.org/
- Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe (DAISIE) unter http://www.europe-aliens.org
- European Network of Invasive Alien Species (NOBANIS) unter http://www.nobanis.org/
- European and Mediterranean Plant Protection Organization – Plant Quarantine Data Retrieval System (EPPO-PQR) unter http://www.eppo.org/
- Regional Euro-Asian Biological Invasions Centre (REABIC) unter http://www.reabic.net/
- European Alien Species Information Network (EASIN) unter http://easin.jrc.ec.europa.eu
- National Institute for Invasive Species Science (NIISS) unter http://www.niiss.org
- Invasive Species Compendium (ISC) des Centre for Agriculture and Biosciences International (CABI) unter http://www.cabi.org/isc/

EASIN soll die Untersuchung der aus verschiedenen Systemen stammenden Informationen zu gebietsfremden Arten durch ein Netzwerk interoperabler Webdienste nach international anerkannten Standards und Protokollen ermöglichen. In EASIN sind zahlreiche, für Europa relevante IAS Online-Informationssysteme integriert und harmonisiert. EASIN fungiert somit als umfassendes Verzeichnis gebietsfremder Arten in den Land-, Küsten- und Meeresregionen Europas und enthält ausführliche Informationen zu einzelnen Arten und ihrer jeweiligen Invasivität (Katsanevakis et al. 2015). Des Weiteren sind darin Informationen zu Taxonomie, Einbringungs- bzw. Verbreitungspfaden, Verbreitungsgebieten, Fortpflanzung, Biologie sowie verschiedenen Diagnosewerkzeugen enthalten.

DAISIE stellt umfangreiche Informationen zu invasiven oder potenziell invasiven Arten, die sich negativ auf Ökosysteme in Europa auswirken können, bereit. Weiterhin enthält sie Informationen von Experten zur räumlichen Verteilung von IAS in verschiedenen europäischen Ländern (DAISIE 2012). Allerdings wurde DAISIE in jüngster Zeit nicht aktualisiert und umfasst daher nicht mehr als 30 % der IAS in Europa (Gatto et al. 2012). Um eine Bewertung der Invasionspfade gebietsfremder Arten auf gesamteuropäischer oder

regionaler Ebene, die für die Prävention und das Management eingeführeter IAS wichtig sind, zu unterstützten, wird vornehmlich auf EASIN-Datensätze zurückgegriffen.

Invasive gebietsfremde Arten die im Wald und am Einzelbaum vorkommen und die heimische Artenvielfalt gefährden, sind in allen europäischen Ländern anzutreffen (EEA 2012, 2016).

Bis vor Kurzem galten Baumarten nicht als nennenswerte IAS (Richardson et al. 2014). Rejmánek und Richardson (2013) haben eine Liste von 751 Arten (434 Baumarten und 317 Sträucher) zusammengestellt, die allerdings nur einen Bruchteil der Gehölzpflanzen weltweit (wird auf ca. 60 000 Baumarten geschätzt) enthält. Von dieser Liste kommen gegenwärtig 73 invasive gebietsfremde Baumarten in Europa vor, wovon 28 in der Forstwirtschaft eingesetzt werden. Aus DAISIE und EPPO-PQR geht hervor, dass vier Baumarten als kritisch anzusehen sind: Silber-Akazie (*Acacia dealbata* Link), Götterbaum (*Ailanthus altissima* (Miller) Swingle), Spätblühende Traubenkirsche (*Prunus serotina* Ehrh.) und Robinie (*Robinia pseudoacacia* L.) (Schmid 2014, Sitzia et al. 2016).

Verschiedene nichtheimische Arten wurden bewusst aus wirtschaftlichen, ökologischen oder ästhetischen Gründen eingeführt (z. B. die Douglasie (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco – vgl. Exkurs 11). Einige davon haben sich unkontrolliert weiterverbreitet und sind so zu einer ernsthaften Bedrohung für Wälder und andere Ökosysteme geworden (FAO 2011). Dies führt im Forstsektor zu erheblichen Problemen, da viele der Baumarten, die in der Agro- und kommerziellen Forstwirtschaft wie auch in der Desertifikationsbekämpfung verwendet werden, gebietsfremd bzw. nichtheimisch sind. Die Robinie wird als eine der 100 kritischsten invasiven Arten in Europa geführt, da sie insbesondere in Auenwäldern die Bodeneigenschaften verändert und die lokale Artenvielfalt verdrängt (siehe Kapitel 5.1). Silberweide (*Salix alba* L.), Esche (*Fraxinus excelsior* L.), Schwarzpappel (*Populus nigra* L.) und Schwarzerle (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.) sind davon besonders betroffen (Benesperi et al. 2012, Della Rocca 2016). In anderen Regionen wurde die Robinie ursprünglich angepflanzt, um die Biodiversität zu erhöhen – wie beispielsweise in Les Landes, einer Region im Südwesten Frankreichs.

Es muss daher unbedingt sichergestellt werden, dass gebietsfremde Arten den Zweck erfüllen, für den sie eingeführt wurden, und keine negativen Auswirkungen auf die heimischen Ökosysteme haben. Gute Beispiele hierfür sind verschiedenen Kiefernarten (z. B. Seekiefer (*Pinus pinaster* Aiton) und Monterey-Kiefer (*Pinus radiata* (D. Don)), die großflächig angepflanzt wurden, sich nicht negativ ausgewirkt haben, und nun als eingebürgert gelten (Brundu et al. 2016).

Es wird davon ausgegangen, dass sich die Herausforderungen, die durch invasive Arten entstehen, zunehmend auf die Waldbewirtschaftung in Europa auswirken werden. Die Einführung von Krankheitserregern und wirbellosen Schädlingen auf importiertem Holz und anderen Forstprodukten kann zu schweren wirtschaftlichen und ökologischen Schäden führen. Geschätzt wird, dass bereits 109 invasive gebietsfremde Insektenschädlinge für Gehölzpflanzen nach Europa eingeführt wurden und sich etabliert haben: 57 dieser Arten stammen aus Nordamerika, 52 aus Asien (Eyre et al. 2013). Der Asiatische Laubholzbockkäfer (*Anoplophora glabripennis* Motschulsky, 1854) ist ein Beispiel dafür, wie durch weltweiten Handel Schädlinge über Ländergrenzen hinweg eingeschleppt werden.

Seit Herbst 2011 wurde das Vorkommen dieses Käfers an zahlreichen Waldstandorten in Europa dokumentiert, und er hat sich als eine der schädlichsten IAS für Laubbäume erwiesen.

In jüngster Zeit ist ein nordamerikanischer Schädling, der Kiefernfadenwurm (*Bursaphelenchus xylophilus* (Steiner & Buhrer, 1934) Nickle, 1970) in den Mittelpunkt des Interesses gerückt. 1999 wurde der Kiefernfadenwurm in der Nähe von Lissabon in Portugal entdeckt (Mota et al. 1999). Früheren Erhebungen in Europa zufolge kam der Kiefernfadenwurm in der Region nicht vor (EPPO und CABI 1990). Seit 2008 wurden nun auch in anderen Teilen Portugals und Spaniens mehrere Vorkommen festgestellt. Dieser Schädling ist vor allem eine Gefahr für die Waldkiefer (*Pinus sylvestris* L.) in Nord- und Mitteleuropa sowie die Schwarzkiefer (*Pinus nigra* J.F. Arnold) und die Seekiefer (*Pinus pinaster*) in Mittel- und Südeuropa.

Exkurs 11. Beispiel für eine nichtheimische eingeführte Art: Douglasie (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) (San-Miguel-Ayanz et al. 2016).

Die Douglasie ist eine in Nordamerika heimische Nadelbaumart. Sie wurde 1827 nach Europa eingeführt. Anfänglich wurde sie zu Zierzwecken verwendet, entwickelte sich jedoch im Laufe der Zeit aufgrund ihrer Schnellwüchsigkeit und hohen Holzqualität zu einer ökonomisch wichtigen Wirtschaftsbaumart (siehe Kapitel 4.1, 5.2 und 5.3). Bereits Ende des 19. Jahrhunderts war die Douglasie eine in der Forstwirtschaft anerkannte Baumart. Nach dem Zweiten Weltkrieg wurde sie dann auch vermehrt in Westeuropa angepflanzt. Mehr als 80 % der Douglasien sind in Frankreich, Deutschland und Großbritannien anzutreffen. Sie zählt zu den am häufigsten vorkommenden nichtheimischen Baumarten in den Wäldern Mitteleuropas (Essl 2005, San-Miguel-Ayanz et al. 2016). Zu beachten ist, dass eine Einführung weiterer exotischer Organismen, die mit der Douglasie in ihrem natürlichen Verbreitungsgebiet assoziiert sind, oft gravierendere Auswirkungen auf heimische Baumarten haben kann als die Einführung der Douglasie selbst (Schmid et al. 2014). Richardson und Rejmánek (2011) zufolge könnte sich die Douglasie in Deutschland, Österreich, Bulgarien und Großbritannien potenziell zu einer invasiven Baumart entwickeln, wenn entsprechende standörtliche Voraussetzungen gegeben sind. Aus diesem Grund wird die Weißtanne (*Abies alba* Mill.) als nachhaltige Alternative zur Douglasie in Europa vorgeschlagen, um die trockenheitsempfindliche Fichte (*Picea abies* (L.) H. Karst.) vor dem Hintergrund des Klimawandels zu ersetzen (Tinner et al. 2013).

Abb. 42: Imposante Douglasie (Foto: A. Bastrup-Birk).

Nationale Zollbehörden in Europa, die für importiertes Holz und importierte Holzprodukte zuständig sind, kennen seit Langem das Risiko, welches beispielsweise mit dem Kiefernfadenwurm einhergeht. Er wurde als Quarantäneorganismus ausgewiesen. Holz und Holzprodukte von potenziell gefährdeten Baumarten unterliegen daher strengen

Kontrollmaßnahmen um die weitere Verbreitung dieses gefährlichen Schädlings zu unterbinden. Neben der Vernichtung geschädigter Bäume und Bestände verursachen Kontrollmaßnahmen nun zusätzlich erhebliche Kosten.

Der Kastanienrindenkrebs (*Cryphonectria parasitica* (Murrill) M.E. Barr) ist ein weiteres Beispiel für eine IAS. Dieser ursprünglich in Asien vorkommende Pilz hat sich langsam, aber stetig ausgebreitet, und wurde 1938 erstmals in Italien nachgewiesen (Robin und Heiniger 2001). Er hat große Edelkastanienwälder (*Castanea sativa* Mill.) in Südeuropa vernichtet.

Zuverlässige, ausführliche Informationen zu den wichtigsten invasiven gebietsfremden Arten in Europa sind unverzichtbar. Solche Informationen erlauben es, der Verbreitung und den negativen Auswirkungen von IAS zu begegnen, sie zu verhindern und effektive Kontrollstrategien zu entwickeln und anzuwenden.

Für den Aufbau einer zuverlässigen Datenbank werden zusätzliche Daten und wissenschaftliche Informationen benötigt, um faktenbasiert reagieren zu können.

Studien, in denen die verschiedenen IAS-Datenbanken in Europa analysiert wurden, zeigten erhebliche Unterschiede in den jeweiligen Datensätzen, in der Datenauswertung und den sich daraus ableitenden Empfehlungen (Chytrý et al. 2008, Katsanevakis et al. 2015). Die Informationsdichte zu räumlicher Verteilung und geschätzten Schäden durch IAS können innerhalb eines Landes wie auch zwischen verschiedenen Ländern divergieren. In einigen Ländern kann eine Art zwar auf der IAS-Liste stehen, jedoch noch nicht als invasiv gelten. Somit sollten Daten aus verschiedenen Quellen mit gegebener Vorsicht verwendet werden.

Es sollte in Europa sichergestellt werden, dass eine zentrale, gesamteuropäische Datenbank zu IAS wie beispielsweise EASIN gepflegt, aktualisiert und weiterentwickelt wird (vgl. auch Exkurs 12). Es empfiehlt sich, die nationalen und regionalen Systeme, mit denen die Daten zu gebietsfremden Arten gesammelt werden, zu vereinfachen und zu harmonisieren, um so zu verhindern, dass existierende Erkenntnisse verschwinden oder nicht mehr verfügbar sind. Ferner muss das Problem unterschiedlicher Definitionen und Kriterien, was oft zu einer Unvergleichbarkeit der Daten führen kann, behoben werden. Zentrale Elemente einer solchen Datenbank sind allgemeine Datenstandards und Informationsprotokolle, welche die Interoperabilität, Kompatibilität und Koordinierung von Initiativen auf nationaler, regionaler und globaler Ebene gewährleisten. Dazu gehören robuste Definitionen in Bezug auf Status, Auswirkungen und die Ausbreitung gebietsfremder Arten. Diese sollten die Grundlage für allgemein anerkannte Formate und Standards zur Protokollierung der Informationen über gebietsfremde Taxa in terrestrischen, Süßwasser- und Meeresökosystemen bilden.

Exkurs 12: EU-Verordnung zu invasiven gebietsfremden Arten

Die aktuelle Situation

Schätzungen zufolge gibt es gegenwärtig in der Europäischen Union und anderen europäischen Ländern mehr als 12 000 gebietsfremde Pflanzen, Tiere, Pilze und Mikroorganismen (EC 2014a). Hiervon gelten 10–15 % als invasiv, und diese Zahl steigt. Da IAS indigene Arten entweder verdrängen oder eliminieren, haben sie maßgeblichen Anteil am Biodiversitätsverlust. Es wird geschätzt, dass sie die europäische Wirtschaft in den letzten 20 Jahren, jährlich 12 Milliarden Euro gekostet haben (EC 2014b). Außerdem beeinträchtigen sie zahlreiche Ökosystemleistungen und Infrastrukturen und können schwerwiegende Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit haben.

In Waldökosystemen werden gegenwärtig 134 Arten (davon sind 71 Bäume, 61 Sträucher und 2 als Baum oder Strauch definiert) als invasiv eingestuft (Rejmánek und Richardson 2013).

Abb. 43: IAS wirken sich auf verschiedenen geografischen Ebenen aus.

Ausarbeitung einer Verordnung der Europäischen Union

Angesichts solch alarmierender Entwicklungen hat die EU gemeinsam mit den Mitgliedstaaten eine Verordnung über IAS ausgearbeitet. Diese trat am 1. Januar 2015 in Kraft und ist das Ergebnis umfangreicher Konsultationen, Expertenbewertungen und Folgenabschätzungen (nähere Informationen auf der Website der Europäischen Kommission zu „Invasive Alien Species“ http://ec.europa.eu/environment/nature/invasivealien/). Die Verordnung zielt darauf ab, die durch IAS entstehenden Folgen innerhalb der EU auf ganzheitliche und umfassende Art und Weise anzugehen. Heimische Biodiversität und Ökosystemleistungen sollen geschützt und gleichzeitig die möglichen Auswirkungen solcher Arten auf die menschliche Gesundheit und die Wirtschaft minimiert werden. Die Verordnung ist nur auf Arten von unionsweiter Bedeutung ausgerichtet, regionale oder nationale Ebenen werden nicht in Betracht gezogen.

Wichtigste Elemente der Verordnung

Liste der IAS von unionsweiter Bedeutung

Die Europäische Kommission und die EU-Mitgliedstaaten können basierend auf verschiedenen Kriterien Arten für die Aufnahme in einer IAS Liste von unionsweiter Bedeutung vorschlagen (siehe unten: „Auswahlkriterien für IAS“). Ein wissenschaftliches Gremium überprüft auf der Basis bereitgestellter Informationen die gemeldeten, potenziellen IAS. Ein weiterer Ausschuss stellt die Einhaltung der zu erfüllenden Kriterien sicher. Die Liste wird regelmäßig aktualisiert, indem entweder neue Arten hinzugefügt oder solche Arten gestrichen werden, welche die gegebenen Kriterien nicht mehr erfüllen. Die erste Liste mit IAS trat am 3. August 2016 in Kraft.

Auswahlkriterien für IAS

In die Liste der IAS von unionsweiter Bedeutung werden nur solche Arten aufgenommen, die alle nachstehenden Kriterien erfüllen:

- Sie sind nach vorliegenden wissenschaftlichen Erkenntnissen für das Gebiet der Union (ohne die Regionen in äußerster Randlage) gebietsfremd;
- sie sind nach vorliegenden wissenschaftlichen Erkenntnissen in der Lage, unter den vorherrschenden Bedingungen und unter absehbaren Bedingungen des Klimawandels in einer biogeografischen Region, die sich über mehr als zwei Mitgliedstaaten erstreckt, oder in einer Meeresunterregion (ohne die Regionen in äußerster Randlage) eine lebensfähige Population zu etablieren und sich in der Umwelt auszubreiten;
- sie haben nach vorliegenden wissenschaftlichen Erkenntnissen wahrscheinlich erhebliche nachteilige Auswirkungen auf die Biodiversität oder die damit verbundenen Ökosystemleistungen und können zudem nachteilige Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit oder die Wirtschaft haben;
- durch eine gemäß Artikel 5 der Verordnung (EU) Nr. 1143/2014 durchgeführte Risikobewertung wurde nachgewiesen, dass zur Verhütung ihrer Einbringung, Etablierung oder Ausbreitung konzertierte Maßnahmen auf Unionsebene erforderlich sind;
- es ist wahrscheinlich, dass durch die Aufnahme in die Unionsliste die nachteiligen Auswirkungen tatsächlich verhindert, minimiert oder abgeschwächt werden.

Maßnahmen

Für die als invasiv deklarierten Arten sieht die Verordnung drei verschiedene Maßnahmenkataloge je nach gegebener Situation vor. Sie werden in den entsprechenden Kapiteln der Verordnung ausführlich beschrieben. Nachstehend sind nur die wichtigsten Fakten aufgeführt:

- **Prävention** umfasst Bestimmungen in Bezug auf die vorsätzliche Einbringung, Lagerung, Zucht, Beförderung und unabsichtliche Einbringung. Das Kapitel bezieht sich auf Genehmigungen und Zulassungen, die Festlegung einer Liste mit IAS, die Umsetzung von Dringlichkeitsmaßnahmen im Falle einer ernsthaften Bedrohung sowie Aktionspläne für die Pfade von IAS.
- **Früherkennung und sofortige Beseitigung** umfasst laut Verordnung die Einrichtung von Überwachungssystemen, amtlichen Kontrollen, Notifizierungen von Früherkennungen sowie Maßnahmen zur sofortigen Beseitigung in einer frühen Phase der Invasion und Ausnahmen von dieser Verpflichtung.

→ **Management etablierter IAS** enthält auf weit verbreitete Arten abzielende Maßnahmen zur Abschwächung der nachteiligen Auswirkungen. Ferner sieht die Verordnung die Umsetzung von Maßnahmen vor, um die Wiederherstellung von beeinträchtigten oder sogar zerstörten Ökosystemen zu fördern.

Das Finanzhilfesystem der Europäischen Kommission

Die Europäische Kommission unterstützt durch vorhandene Finanzinstrumente Maßnahmen in Bezug auf IAS: Zu den wichtigsten Finanzinstrumenten zählen: 1) Finanzinstrument der EU zur Förderung von Umwelt-, Naturschutz- und Klimaprojekten (LIFE), 2) Horizon 2020, 3) EU-Politik zur ländlichen Entwicklung (2014–2020) und 4) Europäischer Fonds für regionale Entwicklung (European Regional Development Fund, ERDF).

Literaturverzeichnis

Benesperi, R., Giuliani, C., Zanetti, S., Gennai, M., Lippi, M.M., Guidi, T. und Foggi, B. 2012. *Forest plant diversity is threatened by Robinia pseudoacacia (black-locust) invasion. Biodiversity and Conservation. 21(14): 3555–3568. doi:10.1007/s10531-012-0380-5*

Brundu, G., und Richardson, D.M. 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. doi:10.3897/neobiota.30.7015*

Chytrý, M., Lindsay, C.M., Pino, J., Pysek, P., Vilà, M., Font, X. und Smart S.M. 2008. *Habitat invasions by alien plants: a quantitative comparison among Mediterranean, subcontinental and oceanic regions of Europe. Journal of Applied Ecology. 45:448-458. doi http://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01398.x*

COM. 2011. *Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the Economic and Social Committee and the Committee of the Regions, Our life insurance, our natural capital: an EU biodiversity strategy to 2020, (COM/2011/0244 final).*

DAISIE. 2009. *Handbook of alien species in Europe, Springer Publ.*

DAISIE. 2012. *Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe. http://www.europe-aliens.org/*

Della Rocca, F., Stefanelli, S. und Bogliani, G. 2016. *Robinia pseudoacacia as a surrogate for native tree species for saproxylic beetles inhabiting the riparian mixed forests of northern Italy. Agricultural and Forest Entomology. 18(3): 250–259. doi:10.1111/afe.12157*

EEA. 2012. *Streamlining European biodiversity indicator 2020 building a future on lessons learnt from the SEBI 2010 process, Technical report no 11/2012, European Environment Agency.*

EEA. 2016. *European forest ecosystems – State and trends. EEA report no. 5/2016. European Environment Agency. 128 S.*

EPPO and CABI. 1990. *Data sheets on quarantine pests: Bursaphelenchus xylophilus. The European and Mediterranean Plant Protection Organization.*

EC. 2014a. *Regulation (EU) No 1143/2014 of the European Union Parliament and of the Council of 22 October 2014 on the prevention and management of the introduction and spread of invasive alien species (EN), 21 S.*

EC. 2014b. *Invasive alien species: a European response, Luxembourg: Publications Office of the European Union. ISBN: 978-92-79-35486-1, 28 S.*

Essl, F. 2005. *Verbreitung, Status und Habitatbindung der subspontanen Bestände der Douglasie (Pseudotsuga menziesii) in Österreich. Phyton. 45(1): 117–143.*

Eyre, D., Anderson, H., Baker, R. und Cannon, R. 2013. *Insect pests of trees arriving and spreading in Europe. Outlooks on Pest Management. 24(4): 176–180. doi:10.1564/v24_aug_08*

FAO. 2011. *Global forest resources assessment 2010: Main report, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy.*

Gatto, F, Katsanevakis, S., Boguskarskis, K., Vandekerhove, J. und Cardoso, A.C. 2012. *European Alien Species Information Network (EASIN): The need of an integrated European Information System on invasive alien species, Proceedings of the ECSA 50 Conference "Today's Science for tomorrow's management", 3.–7. June, 2012, Venice, Italy.*

Hulme, P.E. und Weser, C. 2011. *Mixed messages from multiple information sources on invasive species: a case of too much of a good thing? Diversity and Distributions. 17: 1152–1160. doi:10.1111/j.1472-4642.2011.00800.x*

Katsanevakis, S., Deriu, I., D'Amico, F., Nunes, A.L., Pelaez Sanchez, S., Crocetta, F., Arianoutsou, M., Bazos, I, Christopoulou, A., Curto, G., Delipetrou, P., Kokkoris, Y, Panov, V.E., Rabitsch, W., Roques, A., Scalera, R., Shirley, S.M., Tricarico, E., Vannini, A., Zenetos, A., Zervou, S., Zikos, A. und Cardoso, A.C. 2015. *European Alien Species Information Network (EASIN): supporting European policies and scientific research. Management of Biological Invasions. 6(2): 147–157. doi:10.3391/mbi.2015.6.2.05*

Mota, M. M., Braasch, H., Bravo, M. A., Penas, A., Burgermeister, W. und Sousa, E. 1999. *First report of Bursaphelenchus xylophilus in Portugal and in Europe. Nematology. 1(7–8): 727–734. doi:10.1163/156854199508757*

Rejmánek M. und Richardson, D.M. 2013. *Trees and shrubs as invasive alien species – 2013 update of the global database. Diversity and Distributions. 19: 1093–1094. doi:10.1111/ddi.12075*

Richardson, D.M. und Rejmánek, M. 2011. *Trees and shrubs as invasive alien species – a global review. Diversity and Distributions. 17: 788–809. doi:10.1111/j.1472-4642.2011.00782.x*

Richardson, D.M., C. Hui, M.A. Nuñez und Pauchard, A. 2014. *Tree invasions: patterns, processes, challenges and opportunities. Biological Invasions. 16(3): 473–481. doi:10.1007/s10530-013-0606-9*

Robin, C. und Heiniger, U. 2001. *Chestnut blight in Europe: Diversity of Cryphonectria parasitica, hypovirulence and biocontrol. Forest Snow and Landscape Research. 76(3): 361–367.*

San Miguel Ayanz, J., de Rigo, D., Caudullo, G., Houston Durrant, T. und Mauri, A. 2016. *European Atlas of Forest Tree Species, Publication Office of the European Union, Luxembourg. ISBN: 978-92-79-52833-0*

Schmid, M., Pautasso, M. und Holdenrieder, O. 2014. *Ecological consequences of Douglas fir (Pseudotsuga menziesii) cultivation in Europe. European Journal of Forest Research. 133(1): 13–29. doi:10.1007/s10342-013-0745-7*

Sitzia, T., Campagnaro, T., Kowarik, I. Trentanovi, G. 2016. *Using forest management to control invasive alien species: helping implement the new European regulation on invasive species. Biological Invasions. 18: 1–7. doi:10.1007/s10530-015-0999-8*

Tinner, W., Colombaroli, D., Heiri, O., Henne, P. D., Steinacher, M., Untenecker, J., Vescovi, E., Allen, J. R. M., Carraro, G., Conedera, M., Joos, F., Lotter, A.F., Luterbacher, J., Samartin, S. und Valsecchi, V. 2013. *The past ecology of Abies alba provides new perspectives on future responses of silver fir forests to global warming. Ecological Monographs. 83(4): 419–439. doi:10.1890/12-2231.1*

Exkurs II: Verhaltenskodex zu Plantagenwäldern: empfohlenes Management für eingeführte und invasive Baumarten

Giuseppe Brundu und David M. Richardson

Plantagenwälder aus eingeführten Baumarten tragen einen wesentlichen Anteil zur Wirtschaft auf lokaler und nationaler Ebene bei und stellen vielfältige Produkte und Ökosystemleistungen bereit, welche die Lebensgrundlagen und die Biodiversität unterstützen (z. B. Brockerhoff et al. 2008). Jedoch haben sich viele häufig verwendete, eingeführte Arten zu Invasoren entwickelt, d. h., sie haben sich von den Plantagenstandorten aus in umliegende Gebiete verbreitet und dort erhebliche Schäden angerichtet. Somit stellt sich die Herausforderung, vorhandene und zukünftige Plantagenwälder, die von eingeführten Baumarten geprägt sind, so zu bewirtschaften, dass aktuelle und zukünftige Nutzwerte maximiert und gleichzeitig gegenwärtige und zukünftige negative Auswirkungen minimiert werden. In vielen Ländern oder Regionen führen eingeführte Baumarten, die zur Holzproduktion oder zu sonstigen Zwecken angepflanzt wurden, häufig zu Interessenkonflikten und auch zu negativen Auswirkungen auf Ökosystemleistungen, den Naturschutz usw., selbst wenn sie nicht invasiv werden (z. B. Dodet und Collet 2012).

Eingeführte Baumarten dominieren momentan auf 4,4 % der europäischen Waldfläche, wobei als invasiv geltende Arten 0,5 % der europäischen Wälder ausmachen (FOREST EUROPE 2015). Viele eingeführte Baum- und Gehölzarten sind in verschiedenen europäischen Ländern durch nationale Rechtsvorschriften und Listen in ihrer Verwendung eingeschränkt, wie z. B. der Eschenahorn (*Acer negundo* L.), Akazienarten (*Acacia* spp.), der Götterbaum (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle), einige Kiefernarten (*Pinus* spp.), die Spätblühende Traubenkirsche (*Prunus serotina* Ehrh.), die Roteiche (*Quercus rubra* L.) und die Robinie (*Robinia pseudoacacia* L.).

Neben allgemeinen Leitlinien (Anhang 1) und um nationale Behörden zu unterstützen, spezifische Prinzipien zur Vermeidung und Begrenzung der von invasiven eingeführten Baumarten ausgehenden Risiken in ihrer nationalen Umweltpolitik umzusetzen, hat der Europarat die Ausarbeitung eines Code of Conduct on Planted Forest and Invasive Alien Trees, d. h. eines Verhaltenskodexes zu Plantagenwäldern mit invasiven gebietsfremden Baumarten, gefördert (Brundu und Richardson 2016).

Dieser Verhaltenskodex richtet sich an alle einschlägigen Akteure und Entscheidungsträger in den 47 Mitgliedstaaten. Ziel ist es, die verschiedenen Interessengruppen des Forst-und Holzsektors (d. h. Handel und Industrie, nationale Forstverwaltungen, Zertifizierungsstellen und Umweltagenturen) und die zugehörigen Fachleute einzubinden, um neue Einführungen zu verhindern. Darüber hinaus werden im Kodex Praktiken empfohlen, mit denen die negativen Auswirkungen eingeführter Baumarten in Plantagenwäldern verringert und begrenzt werden sollen. Er ergänzt den Code of Conduct on Horticulture and Invasive Alien Plants (Verhaltenskodex zu Gartenbau und invasiven gebietsfremden Pflanzen), der ebenfalls vom Europarat veröffentlicht wurde (Heywood und Brunel 2011) und an den Gartenbau und Handel gerichtet ist, sowie den European Code of Conduct for Botanic Gardens on Invasive Alien Species (Europäischer Verhaltenskodex für botanische Gärten zu invasiven gebietsfremden Arten) (Heywood und Sharrock 2013). Durch den Kodex werden keine gesetzlichen Anforderungen im Rahmen internationaler oder nationaler Rechtsvorschriften ersetzt; er ist vielmehr als ergänzendes Dokument anzusehen, um die Einführung und Verbreitung invasiver Arten zu verhindern und bestehende Bestände zu managen.

Der Verhaltenskodex umfasst 14 Grundprinzipien, die in fünf Gruppen unterteilt sind:

1. Sensibilisierung

1.1. Sensibilisierung in Bezug auf Vorschriften über invasive Baumarten nichtheimischer Herkunft
1.2 Sensibilisierung für eingeführte Baumarten, die invasiv sind oder werden könnten
1.3 Entwicklung von Plattformen für Schulungsprogramme und den Informationsaustausch

2. Verhinderung und Eindämmung

2.1. Förderung der Verwendung heimischer Baumarten, soweit möglich
2.2 Übernahme guter Baumschulpraktiken
2.3 Änderung der Anpflanzungspraktiken, um mögliche Probleme mit invasiven nichtheimischen Baumarten zu verringern
2.4 Überarbeitung der allgemeinen Managementpraktiken für Plantagenwälder
2.5 Umsetzung geeigneter Praktiken für Ernte und Holztransport
2.6 Übernahme guter Praktiken für die Wiederherstellung von Habitaten

3. Früherkennung und schnelle Reaktion

3.1 Förderung und Umsetzung von Früherkennungs- und Schnellreaktionsprogrammen
3.2 Einrichtung eines Netzwerks von Beobachtungsstellen oder Beitritt zu einem solchen Netzwerk

4. Reichweite

4.1 Kooperation mit der Öffentlichkeit im Hinblick auf die von invasiven nichtheimischen Bäumen ausgehenden Risiken, ihre Auswirkungen und entsprechende Managementoptionen

5. Vorausplanung

5.1 Erwägung der Entwicklung von Forschungsmaßnahmen zu invasiven nichtheimischen Baumarten und der Beteiligung an gemeinschaftlichen Forschungsprojekten auf nationaler und regionaler Ebene
5.2 Berücksichtigung des globalen Wandels

Obwohl die ökologischen und soziopolitischen Faktoren in Europa einzigartige Ansätze für den Umgang mit Invasionen nichtheimischer Baumarten erfordern, liefern Entwicklungen aus anderen Bereichen, insbesondere was den Umgang mit Interessenkonflikten und die effektive Einbindung zahlreicher Interessengruppen betrifft, viele nützliche Erkenntnisse. Aus diesen Gründen sowie aufgrund der Tatsache, dass über die Rolle der „Forstwirtschaft im Anthropozän“ rege debattiert wird (z. B. Lugo 2015), muss dieser Kodex regelmäßig überarbeitet werden.

Literaturverzeichnis

Brockerhoff, E.G., Jactel, H., Parrotta, J.A., Quine, C.P. und Sayer, J. 2008. *Plantation forests and biodiversity: oxymoron or opportunity? Biodiversity and Conservation. 17: 925–951. doi:10.1007/s10531-008-9380-x*

Brundu, G. und Richardson, D.M. 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. doi:10.3897/neobiota.30.7015*

Dodet. M. und Collet, C. 2012. *When should exotic forest plantation tree species be considered as an invasive threat and how should we treat them? Biological Invasions. 14: 1765–1778. doi:10.1007/s10530-012-0202-4*

FOREST EUROPE. 2015. *State of Europe's Forests 2015. FOREST EUROPE Liaison Unit Madrid. 314 S.*

Heywood, V.H. und Brunel, S. 2011. *Code of Conduct on Horticulture and Invasive Alien Plants. Illustrated version. Nature and Environment No. 162. Strasbourg, Council of Europe Publishing.*

Heywood, V.H. und Sharrock, S. 2013. *European Code of Conduct for Botanic Gardens on Invasive Alien Species. Council of Europe, Strasbourg, Botanic Gardens Conservation International, Richmond, 61 S.*

Lugo, A.E. 2015. *Forestry in the Anthropocene. Science. 349: 771. doi:10.1126/science.aad2208*

Anhang 1 – eine Auswahl der vorhandenen internationalen Waldleitlinien mit Angaben zur Verwendung eingeführter Baumarten in Plantagenwäldern.

- **Nicht rechtsverbindliche, maßgebliche Grundsatzerklärung für einen weltweiten Konsens über die Bewirtschaftung, Erhaltung und nachhaltige Entwicklung aller Arten von Wäldern**
  Dokument, das auf der Konferenz der Vereinten Nationen über Umwelt und Entwicklung (UNCED), dem sogenannten „Erdgipfel", in Rio de Janeiro (Brasilien), 3.–14. Juni 1992, verfasst wurde: (6.a *der potenzielle Beitrag von Plantagen aus heimischen und eingeführten Arten zur Bereitstellung von Brenn- und Industrieholz sollte anerkannt werden.*).

- **Forest Europe**
  Markenname der Ministerkonferenz zum Schutz der Wälder in Europa. 47 Unterzeichnerstaaten (46 europäische Länder und die Europäische Union).

- **Allgemeine Leitlinien für die nachhaltige Bewirtschaftung der Wälder in Europa (Resolution H1)**
  Zweite Ministerkonferenz zum Schutz der Wälder in Europa, 16.–17. Juni 1993, Helsinki (Finnland): (9. *Heimische Arten und lokale Provenienzen sollten ggf. bevorzugt werden. Von der Verwendung von Arten, Provenienzen, Sorten oder Ökotypen außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebiets ist abzusehen, wenn ihre Einführung wichtige/wertvolle heimische Ökosysteme, Pflanzen und Tiere gefährden würde. Eingeführte Arten dürfen verwendet werden, wenn ihre potenziellen negativen Auswirkungen über einen ausreichend langen Zeitraum bewertet und evaluiert wurden und wenn sie im Hinblick auf Holzproduktion und andere Funktionen mehr Nutzen bringen als heimische Arten. Wenn eingeführte Arten als Ersatz für lokale Ökosysteme verwendet werden, sollten gleichzeitig hinreichende Maßnahmen zum Schutz der heimischen Tier- und Pflanzenwelt ergriffen werden*).

- **Allgemeine Leitlinien für die Erhaltung der biologischen Vielfalt der europäischen Wälder (Resolution H2)**
  Zweite Ministerkonferenz zum Schutz der Wälder in Europa, 16.–17. Juni 1993, Helsinki (Finnland): (4. *Die Etablierung von Taxa, die mit den im Wald am häufigsten vorkommenden Taxa natürlich vergesellschaftet sind, sollte gefördert und die strukturelle Vielfalt innerhalb von Beständen unterstützt werden, sofern dies die natürliche Dynamik solcher Gemeinschaften zulässt*).

- **Gesamteuropäische Richtlinien für nachhaltige Waldbewirtschaftung auf operationeller Ebene**
  Dritte Ministerkonferenz zum Schutz der Wälder in Europa, 2.–4. Juni 1998, Lissabon (Portugal): (4.2.b *Für die Aufforstung und Wiederaufforstung sollte vorzugsweise Vermeh-*

rungsgut heimischer Arten und lokaler Provenienzen, das an die Standortbedingungen gut angepasst ist, verwendet werden. Es sollten nur solche eingeführten Arten, Provenienzen oder Sorten verwendet werden, deren Auswirkungen auf das Ökosystem und die genetische Integrität der heimischen Arten und lokalen Provenienzen evaluiert wurde, und nur sofern negative Auswirkungen vermieden oder minimiert werden können).

- **Erhaltung und Entwicklung der forstlichen Biodiversität in Europa (Wiener Resolution 4)**
  Vierte Ministerkonferenz zum Schutz der Wälder in Europa, 28.-30. April 2003, Wien (Österreich): (14. *Beitrag zur Entwicklung einer gesamteuropäischen Strategie zur Verhinderung und Begrenzung der Auswirkungen invasiver gebietsfremder Arten, welche die Ökosysteme bedrohen, im Einklang mit den Entscheidungen des Übereinkommens der Vereinten Nationen über die biologische Vielfalt*).

- **Nicht rechtsverbindliche Absprache über alle Arten von Wäldern (Forest Instrument)**
  Die Generalversammlung der Vereinten Nationen verabschiedete (Resolution 62/98) im Dezember 2007 die umfassendste zwischenstaatlich vereinbarte Definition von nachhaltiger Waldbewirtschaftung.

- **Gesamteuropäische Leitlinien für Aufforstung und Wiederaufforstung mit besonderem Schwerpunkt auf den Bestimmungen des UNFCCC**
  Dokument, das von der Ministerkonferenz zum Schutz der Wälder in Europa (MCPFE) bei einer Sitzung auf Expertenebene vom 12.–13. November 2008 und vom Büro der Gesamteuropäischen Strategie für biologische und landschaftliche Vielfalt (PEBLDS) im Namen des PEBLDS-Rates am 4. November 2008 verabschiedet wurde: (21. *Arten, Provenienzen, Sorten oder Ökotypen sollten nur dann außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebiets verwendet werden, wenn ihre Einführung wichtige und/oder wertvolle heimische Ökosysteme, Pflanzen und Tiere nicht gefährden würde. Potenziell invasive Arten sollten entsprechend den Leitprinzipien des CBD vermieden werden… – 22. Bei der Verwendung genetisch veränderter Bäume sollte ein vorbeugender Ansatz angewendet werden …*).

- **Schutz der Wälder in einer sich verändernden Umwelt**
  Entwurf der Resolution 2 der Ministerkonferenz in Madrid, Schutz der Wälder in einer sich verändernden Umwelt, verabschiedet bei einer Sitzung auf Expertenebene am 1. Juli 2015 durch die Minister im Rahmen der Ministerkonferenz zum Schutz der Wälder in Europa (FOREST EUROPE) vom 20.–21. Oktober 2015: (14. *Austausch von Erfahrungen in der Region und Verstärkung der Zusammenarbeit zwischen den Ländern bei … … sowie beim Umgang mit invasiven Arten*).

3.3 Bewertung invasiver Baumarten im Naturschutz und in der Forstwirtschaft – Widersprüche und Gemeinsamkeiten

Torsten Vor, Stefan Nehring, Andreas Bolte und Anke Höltermann

Die Invasivität von Pflanzentaxa wird unterschiedlich definiert und bewertet.

Während die allgemeinen Prinzipien und Prozesse von Pflanzeninvasionen bekannt sind, gibt es bei der Erfassung differenzierterer Themen wie menschliche Werte, Wahrnehmungen und Meinungen Defizite (Rotherham und Lambert 2011). Offensichtlich verstehen Menschen natürliche Phänomene auf unterschiedliche Weise abhängig von ihrem Wissen, ihrer Erfahrung oder auch nur ihrer Meinung. Daher stellt eine einheitliche Definition dessen, was eine Invasion durch heimische oder gebietsfremde Arten ist, eine Herausforderung dar (Abb. 44. Heger et al. 2013). Es gibt viele, zum Teil sehr unterschiedliche Definitionen des Fachbegriffs „invasive Art". Obwohl eine Invasion in Ökosysteme zunächst als Einwanderung eines wesentlichen Populationsteils definiert wurde (Schaefer und Tischler 1983), war der Wortlaut einiger Definitionen spezifischer als in anderen Fällen (siehe hierzu Benennungen und Definitionen in der Einleitung). In der modernen Ökologie ist eine invasive Art eine gebietsfremde Art, die auf direkte oder indirekte Weise von Menschen begünstigt (importiert) wurde und selbst reproduzierende Populationen mit einer hohen Anzahl von Individuen gegründet hat (Kowarik 2010, Schaefer 2012). Diese Definition berücksichtigt keine anthropozentrischen Bewertungen.

Abb. 44: Naturverjüngung der Douglasie zusammen mit anderen Baumarten nach einem Windwurf in einem Bestand bei Freiburg, Deutschland (Foto: J. Bauhus).

Nach der UN-Konferenz für Umwelt und Entwicklung 1992 in Rio de Janeiro wurde durch Initiativen des Naturschutzes und die Aufnahme in Bundesgesetze die Gefährdung der Artenvielfalt durch invasive Arten sowie die Notwendigkeit einer Bekämpfung dieser Arten unterstrichen. In Artikel 7 des Gesetzes über Naturschutz und Landschaftspflege (Bundesnaturschutzgesetz – BNatSchG) wird eine invasive Art als Art bezeichnet, „deren Vorkommen außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebiets für die dort natürlich vorkommenden Ökosysteme, Biotope oder Arten ein erhebliches Gefährdungspotenzial darstellt". In Quellen aus Nordamerika wurden die Eigenschaften invasiver Arten auf ähnliche Weise beschrieben: „Biotische Invasoren sind Arten, die sich in einem neuen Gebiet etablieren und sich dort vermehren, dauerhaft ausbreiten und die Umwelt schädigen" („Biotic invaders are species that establish a new range in which they proliferate, spread and persist to the detriment of the environment", Mack et al. 2000). Daher wurde in Europa eine Risikobewertung für invasive Arten festgeschrieben (gemäß *EU-Verordnung 1143/2014*), um der Gefahr für heimische Arten und Ökosysteme vorzubeugen.

In Deutschland wurde eine Methodik zur Bewertung der naturschutzfachlichen Invasivität von gebietsfremden Arten (international bekannt unter dem Namen *German-Austrian Black List Information System*, GABLIS) in enger Zusammenarbeit zwischen dem Bundesamt für Naturschutz (BfN) und dem Österreichischen Umweltbundesamt (UBA) entwickelt. Auf dieser methodischen Basis wurden neun gebietsfremde Baumarten als invasiv eingestuft (Nehring et al. 2013b). Eine Forschergruppe aus Forstwissenschaftlern, die teilweise eine andere Methode nutzte, hat in ihrer Bewertung jedoch nur vier Baumarten als invasiv eingestuft (Vor et al. 2015). In diesem Kapitel werden die Widersprüche und Übereinstimmungen dieser zwei Bewertungsschemata vorgestellt und diskutiert. Außerdem zeigt ein gemeinsamer Ansatz von Naturschützern und Forstwissenschaftlern für ein sachgerechtes Management der Douglasie – eine der wichtigsten gebietsfremden Baumarten in Mitteleuropa – beispielhaft auf, wie Konflikte zwischen naturschutzfachlichen und forstwirtschaftlichen Zielen gelöst werden können.

Aus Sicht des Naturschutzgesetzes ist das Hauptkriterium für Invasivität, dass die Art ein „erhebliches Gefährdungspotenzial" für die Artenvielfalt darstellt.

Mit Ausnahme der durch das Mandat der Pflanzenschutzorganisation für Europa und den Mittelmeerraum (EPPO) abgedeckten Arten (Brunel et al. 2010) gab es bis vor Kurzem keine einheitliche Risikobewertung für gebietsfremde Arten in Europa auf der nationalen Ebene. 2010 veröffentlichten Nehring et al. ein umfassendes Instrument zur Risikobewertung von gebietsfremden Arten in Deutschland (einschließlich Baumarten) – die oben genannte naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung (GABLIS, Essl et al. 2011). Die Methodik wurde im Zusammenhang mit einer Novellierung des Bundesnaturschutzgesetzes entwickelt, die am 1. März 2010 in Kraft trat. Innerhalb der Methodik wird zwischen invasiven Arten (Warn-, Aktions- oder Managementliste), potenziell invasiven Arten (Handlungs- oder Beobachtungsliste) sowie bisher nicht invasiven Arten unterschieden.

GABLIS ist ein internationales, taxonomisch universelles Risikobewertungssystem, das die nachteiligen Auswirkungen gebietsfremder Arten – nicht nur von Baumarten – auf die Artenvielfalt bewertet. Die Invasivität einzelner Taxa wird mithilfe eines definierten und transparenten Verfahrens bestimmt, das auf einer Reihe spezifischer Kriterien gründet. Wirtschaftliche und gesundheitliche Auswirkungen einzelner Arten werden aufgeführt,

sind jedoch nicht Teil des Bewertungsprozesses selbst. Die allgemeine Zuordnung einer gebietsfremden Art zu einer Kategorie in GABLIS basiert auf dem Grad der Gefährdung der Artenvielfalt, welcher anhand von fünf Hauptkriterien bestimmt wird:

- Interspezifische Konkurrenz
- Prädation und Herbivorie
- Hybridisierung
- Krankheits- und Organismenübertragung
- Negative ökosystemare Auswirkungen

Zusätzliche im GABLIS berücksichtigte Kriterien sind:

- Aktuelle Verbreitung
- Vorhandensein von Sofortmaßnahmen zur Beseitigung der Art
- Andere Managementoptionen

Ein dritter Kriterienkatalog konzentriert sich auf biologische und ökologische Eigenschaften der bewerteten Arten und umfasst:

- Vorkommen in natürlichen, naturnahen oder sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen
- Reproduktionspotenzial
- Ausbreitungspotenzial
- Aktueller Ausbreitungsverlauf
- Monopolisierung von Ressourcen
- Förderung durch den Klimawandel

Die Auswirkungen der zuletzt genannten Arteigenschaften sind abhängig von Kontext, Habitat und Invasionsphase (Pyšek und Richardson 2007). Daher sind auf Arteneigenschaften beruhende Prognosen zu nachteiligen Auswirkungen gebietsfremder Arten nur bis zu einem gewissen Grad möglich (Rejmánek et al. 2007). Sie werden in GABLIS nur eingeschränkt für die Klassifizierung genutzt.

Die für die Bewertung verwendeten Daten können aus wissenschaftlichen Berichten, Peer-Review-Publikationen oder Expertenurteilen stammen. Sie können sich auf ein Bezugsgebiet oder klimatisch und ökologisch ähnliche Gebiete beziehen. Um die Transparenz, Verlässlichkeit und Vervielfältigung der Ergebnisse sicherzustellen, ist die Angabe der Quelle obligatorisch. Dies ist für die einheitliche Interpretation der Ergebnisse der GABLIS-Bewertungen notwendig, die möglicherweise zudem in Zukunft gesetzlich bindend werden könnten.

Um unter GABLIS als invasive Art eingestuft zu werden, muss die Art zunächst eine wissenschaftlich dokumentierte Gefährdung für natürlich vorkommende Ökosysteme, Habitate oder Arten darstellen. In vielen Fällen wird die Schadensschwelle für GABLIS mangels genauer Daten jedoch nur durch qualitative Indikatoren bestimmbar sein. Die gebietsfremde Art gilt als invasiv, wenn mindestens eine Population einer heimischen Art lokal durch die gebietsfremde Art gefährdet wird. Außerdem gilt sie als Bedrohung, wenn die Invasion der Art in neue Gebiete tendenziell das Risiko erhöht, dass die heimische Art in großen Teilen ihres Verbreitungsgebiets ausstirbt. Dies schließt eine eventuelle Aufnahme oder höhere Einstufung der heimischen Art auf der Roten Liste gefährdeter Arten mit ein.

In Übereinstimmung mit dem deutschen Bundesnaturschutzgesetz (Exkurs 13) sieht GABLIS im Gegensatz zu anderen Bewertungsverfahren keine standortspezifischen Ausnahmen für die Bewertung gebietsfremder Arten vor (z. B. Vor et al. 2015). Das ist darauf zurückzuführen, dass seltene Standorte häufig über besonders wertvolle naturschutzfachliche Eigenschaften verfügen (z. B. Blockfelder).

Des Weiteren muss hervorgehoben werden, dass in GABLIS das Wissen über wirksame Gegenmaßnahmen (z. B. waldbauliche Managementmöglichkeiten) die Einstufung einer Art als invasiv nicht per se ausschließt. Die Notwendigkeit von Gegenmaßnahmen ergibt sich vielfach aber als Folge der Einstufung einer Art als invasiv. In dieser Hinsicht unterscheidet sich GABLIS deutlich von der von Vor et al. (2015) vorgestellten Methodik, die in die Invasivitätsbewertung gebietsfremder Baumarten Möglichkeiten der waldbaulichen und forstschutztechnischen Kontrolle mit einschließt.

Die Bezeichnung „erhebliches Gefährdungspotenzial“ im BNatSchG legt fest, dass der Eintritt eines dokumentierten Schadens im Referenzgebiet durch eine gebietsfremde Art nicht zwingend notwendig ist, um eine Art als invasiv einzustufen. Die theoretische Möglichkeit schädlicher Auswirkungen auf die Biodiversität ist hierfür ausreichend. GABLIS wird dieser Anforderung gerecht. Bei gebietsfremden Arten, die im Referenzgebiet noch nicht vorkommen oder erst am Beginn ihrer Ausbreitung stehen, erfolgt die Risikobewertung, indem Erfahrungen mit Invasionen in ökologisch und klimatisch ähnlichen Gebieten ausgewertet werden. Das Kriterium der „Invasivität andernorts“ ist eine der wichtigsten und sinnvollsten Voraussetzungen für prognostische Risikobewertungen (vgl. Pyšek und Richardson 2007).

GABLIS wird von nationalen und internationalen Naturschutzorganisationen anerkannt und von vielen deutschen Institutionen sowie einigen EU-Mitgliedsstaaten angewendet. Seit der ersten Veröffentlichung von GABLIS im Jahr 2010 hat das BfN gebietsfremde Arten aller taxonomischen Gruppen in Deutschland bewertet und größtenteils schon veröffentlicht (Fische: Nehring et al. 2010, Gefäßpflanzen: Nehring et al. 2013b, alle anderen Wirbeltierklassen: Nehring et al. 2015b).

2013 wurden von 80 Gefäßpflanzenarten, die mittels GABLIS untersucht wurden, 38 Arten als invasiv eingestuft (Nehring et al. 2013b, Tab. 16), darunter auch neun Baumarten. Alle neun invasiven Baumarten werden auf der sogenannten Managementliste aufgeführt. Keine dieser Arten befindet sich in der Phase der frühen Ausbreitung und bedarf früher Beseitigung. Maßnahmen gegen weit verbreitete Arten sollten darauf abzielen, die negativen Auswirkungen z. B. in Schutzgebieten oder Naturreservaten zu minimieren/einzudämmen oder gefährdete heimische Arten zu schützen (Essl et al. 2011, Nehring et al. 2015a). Die GABLIS-Bewertungen wurden später auch durch die Koordinationsstelle Invasive Neophyten in Schutzgebieten (KORINA 2014) bestätigt.

Zum besseren Schutz von Artenvielfalt, Ökosystemleistungen, ökonomischen Werten und der menschlichen Gesundheit hat die Europäische Union die Verordnung Nr. 1143/2014 zu invasiven gebietsfremden Arten verabschiedet (in Kraft seit 1. Januar 2015). Die Verordnung unterscheidet zwischen drei Arten der Intervention: (1) Prävention, (2) frühzeitige Erkennung und sofortige Beseitigung und (3) Management. Dies entspricht den unterschiedlichen GABLIS-Listen für invasive Arten (Warnliste, Aktionsliste, Managementliste). Die Europäische Kommission ist gesetzlich dazu verpflichtet, innerhalb eines Jahres auf Basis einer Risikobewertung und wissenschaftlicher Erkenntnisse eine Liste invasiver gebietsfremder Arten von unionsweiter Bedeutung (die sogenannte „Unionsliste“) zu

erstellen. Am 4. Dezember 2015 wurde die erste Unionsliste mit 37 invasiven Arten (darunter keine Baumart) durch den zuständigen EU-Ausschuss verabschiedet. Zwanzig Tage nach ihrer Veröffentlichung im Amtsblatt der Europäischen Union (EU 2016) trat sie am 3. August 2016 in Kraft. Die EU-Mitgliedstaaten können jederzeit bei der Europäischen Kommission beantragen, weitere invasive Arten in die Unionsliste aufzunehmen (siehe Kapitel 3.2).

Exkurs 13: Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege

(Bundesnaturschutzgesetz, BNatSchG) vom 29. Juli 2009 zitiert nach http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/bnatschg_2009/gesamt.pdf

Artikel 40 – Nichtheimische, gebietsfremde und invasive Arten

1. Es sind geeignete Maßnahmen zu treffen, um einer Gefährdung von Ökosystemen, Biotopen und Arten durch Tiere und Pflanzen nichtheimischer oder invasiver Arten entgegenzuwirken.

2. Arten, bei denen Anhaltspunkte dafür bestehen, dass es sich um invasive Arten handelt, sind zu beobachten.

3. Die zuständigen Behörden des Bundes und der Länder ergreifen unverzüglich geeignete Maßnahmen, um neu auftretende Tiere und Pflanzen invasiver Arten zu beseitigen oder deren Ausbreitung zu verhindern. Sie treffen bei bereits verbreiteten invasiven Arten Maßnahmen, um eine weitere Ausbreitung zu verhindern und die Auswirkungen der Ausbreitung zu vermindern, soweit diese Aussicht auf Erfolg haben und der Erfolg nicht außer Verhältnis zu dem erforderlichen Aufwand steht. Die Sätze 1 und 2 gelten nicht für in der Land- und Forstwirtschaft angebaute Pflanzen im Sinne des Absatzes 4 Satz 3 Nummer 1.

4. Das Ausbringen von Pflanzen gebietsfremder Arten in der freien Natur sowie von Tieren bedarf der Genehmigung der zuständigen Behörde. Künstlich vermehrte Pflanzen sind nicht gebietsfremd, wenn sie ihren genetischen Ursprung in dem betreffenden Gebiet haben. Die Genehmigung ist zu versagen, wenn eine Gefährdung von Ökosystemen, Biotopen oder Arten der Mitgliedstaaten nicht auszuschließen ist. Von dem Erfordernis einer Genehmigung sind ausgenommen
   1. der Anbau von Pflanzen in der Land- und Forstwirtschaft,
   2. der Einsatz von Tieren
      a) nicht gebietsfremder Arten,
      b) gebietsfremder Arten, sofern der Einsatz einer pflanzenschutzrechtlichen Genehmigung bedarf, bei der die Belange des Artenschutzes berücksichtigt sind, zum Zweck des biologischen Pflanzenschutzes,
   3. das Ansiedeln von Tieren nicht gebietsfremder Arten, die dem Jagd- oder Fischereirecht unterliegen,
   4. das Ausbringen von Gehölzen und Saatgut außerhalb ihrer Vorkommensgebiete bis einschließlich 1. März 2020; bis zu diesem Zeitpunkt sollen in der freien Natur Gehölze und Saatgut vorzugsweise nur innerhalb ihrer Vorkommensgebiete ausgebracht werden.

Artikel 22 der Richtlinie 92/43/EWG ist zu beachten.

5. Genehmigungen nach Absatz 4 werden bei im Inland noch nicht vorkommenden Arten vom Bundesamt für Naturschutz erteilt.

6. Die zuständige Behörde kann anordnen, dass ungenehmigt ausgebrachte Tiere und Pflanzen oder sich unbeabsichtigt in der freien Natur ausbreitende Pflanzen sowie dorthin entkommene Tiere beseitigt werden, soweit es zur Abwehr einer Gefährdung von Ökosystemen, Biotopen oder Arten erforderlich ist.

GABLIS liefert die wissenschaftliche Basis für mögliche deutsche Beiträge zur Unionsliste. Die Methodik wurde als mit den Vorschriften der EU-Verordnung konformes Bewertungsprotokoll anerkannt (Roy et al. 2014). 2015 reichte das BfN eine Liste potenzieller weiterer Aufnahmekandidaten für die Unionsliste bei der deutschen Regierung zur weiteren internen Beratung ein. Die Liste des BfN schließt acht von 38 durch GABLIS als invasiv eingestufte Pflanzenarten ein (unterstrichen in Tab. 16). Alle benannten Arten befinden sich in einer frühen Phase der Invasion.

Tab. 16: Invasive und potenziell invasive Pflanzenarten in Deutschland nach Nehring et al. (2013b) sind fett gedruckt. Vom BfN als Beitrag zur Unionsliste der EU-Verordnung Nr. 1143/2014 vorgeschlagene invasive Arten sind unterstrichen. Gemäß GABLIS als invasiv bewertete Baumarten (einschließlich einer strauchähnlichen Art) sind rot hervorgehoben.

Acer negundo	***Fraxinus pennsylvanica***	***Pinus strobus***
Ailanthus altissima	***Galeobdolon argentatum***	*Pistia stratiotes*
Allium paradoxum	*Gleditsia triacanthos*	***Populus canadensis***
Ambrosia artemisiifolia	*Helianthus tuberosus*	*Prunus laurocerasus*
Amorpha fruticosa	***Heracleum mantegazzianum***	***Prunus serotina***
Artemisia verlotiorum	***Hydrocotyle ranunculoides***	***Pseudotsuga menziesii***
Asclepias syriaca	*Impatiens balfourii*	***Quercus rubra***
Azolla filiculoides	*Impatiens edgeworthii*	***Rhododendron ponticum***
Bidens frondosa	*Impatiens glandulifera*	*Rhus typhina*
Buddleja davidii	*Impatiens parviflora*	***Robinia pseudoacacia***
Bunias orientalis	***Lagarosiphon major***	***Rosa rugosa***
Claytonia perfoliata	*Lonicera henryi*	*Rubus armeniacus*
Cotoneaster dammeri	*Lonicera tatarica*	*Rudbeckia laciniata*
Cotoneaster divaricatus	***Ludwigia grandiflora***	***Sarracenia purpurea***
Cotoneaster horizontalis	***Ludwigia x kentiana***	*Senecio inaequidens*
Crassula helmsii	*Lupinus polyphyllus*	***Solidago canadensis***
Cynodon dactylon	*Lycium barbarum*	***Solidago gigantea***
Dianthus giganteus	***Lysichiton americanus***	***Spartina anglica***
Echinocystis lobata	*Mahonia aquifolium*	*Symphoricarpos albus*
Echinops shaerocephalus	*Miscanthus sacchariflorus*	***Symphyotrichum lanceolatum***
Eleagnus angustifolia	*Miscanthus sinensis*	***Symphyotrichum novi-belgii***
Elodea canadensis	***Myriophyllum aquaticum***	***Syringa vulgaris***
Elodea nuttallii	***Myriophyllum heterophyllum***	*Telekia speciosa*
Epilobium ciliatum	*Paulownia tomentosa*	*Vaccinium atlanticum*
Fallopia bohemica	***Phedimus spurius***	*Vallisneria spiralis*
Fallopia japonica	*Phytolacca americana*	*Viburnum rhytidophyllum*
Fallopia sachalinensis	*Pinus nigra*	

Die Forstwissenschaft plädiert für eine Hervorhebung des Ausbreitungspotenzials gebietsfremder Baumarten sowie für Managementoptionen.

Gemäß GABLIS wurden 13 Baumarten (rot gekennzeichnete Arten in Tab. 16) als invasiv oder potenziell invasiv eingestuft (Nehring et al. 2013b). Unter diesen 13 Arten befinden sich auch einige Baumarten von hoher forstwirtschaftlicher Bedeutung wie die Gewöhnliche Douglasie (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) und die Roteiche (*Quercus rubra* L.), die seit mehr als hundert Jahren in der Forstwirtschaft in Mitteleuropa genutzt werden, und dies aus forstwirtschaftlicher Sicht nahezu ohne Anzeichen einer Gefährdung natürlicher Ökosysteme, Habitate oder Arten.

Daher hat sich eine Gruppe von Forschern gegen GABLIS als Instrument zur Bewertung von Baumarten, die in der Forstwirtschaft genutzt werden, ausgesprochen. Sie argumentieren, dass der Großteil der auf der BfN-Liste als invasiv oder potenziell invasiv aufgeführten Baumarten nicht die gesetzlichen Voraussetzungen eines „erheblichen Gefährdungspotenzials“ für Waldökosysteme erfüllten (Ammer et al. 2014). Ammer et al. (2014) kritisieren, dass die GABLIS-Methodik hauptsächlich auf selektiven Kriterien basiere und biologische Prozesse der Ausbreitung und Verjüngung nicht angemessen berücksichtige. Außerdem würden einige Kriterien Prozesse wie Konkurrenz und negative ökosystemare Auswirkungen zusammenfassen, die sich überlappen und in unterschiedlichen Dimensionen des Ökosystems auftreten. Daher schlagen Ammer et al. (2014) einen alternativen Ansatz zur Bewertung der Invasivität von Baumarten vor, der Managementoptionen zur Prävention einer Ausbreitung von gebietsfremden Arten mit einschließt. Eingeführte Baumarten, die sich invasiv verhalten und eine Gefährdung für die natürliche Artenvielfalt darstellen, sollten mit spezifischen forstlichen Managementmaßnahmen kontrolliert und notfalls auch bekämpft werden. Die Autoren betonen außerdem, dass invasive Baumarten, die durch geeignete waldbauliche Maßnahmen kontrolliert werden können, eine geringere Gefährdung für andere Arten und Ökosysteme darstellen, als solche Arten, die nur mit begrenzten Möglichkeiten von Managementansätzen gesteuert werden können. Sie gelten dann nicht als invasiv im Sinne des BNatSchG.

Aufgrund dieser Einschätzung haben 28 Wissenschaftler aus Deutschland und der Schweiz eine alternative Bewertung von 15 gebietsfremden Baumarten hinsichtlich ihres Risikopotenzials für Ökosysteme veröffentlicht. Dieser Bericht konzentriert sich auch auf naturschutzfachliche Fragestellungen und schließt zwei weitere wichtige gebietsfremde Baumarten ein: die Große Küstentanne (*Abies grandis* (Douglas ex D. Don) Lindley) und die Japanische Lärche (*Larix kaempferi* (Lamb.) Carr.) (Vor et al. 2015). Folgende Indikatoren für die Bewertung der Invasivität dieser Arten wurden nach einer eingehenden Literaturstudie verwendet:

- Standortbeeinflussung
- Reproduktionspotenzial
- Ausbreitungspotenzial
- Verdrängungspotenzial für heimische Arten
- Steuerungsmöglichkeiten

Die Arten wurden in Bezug auf ihr gesamtes Gefährdungspotenzial zusammenfassend kategorisiert. Auswirkungen auf generell und besonders geschützte Sonderstandorte wie zum Beispiel Felsstandorte und Blockmeere, flachgründige und nährstoffarme Felsrücken (siehe unten) wurden in der Bewertung nicht berücksichtigt, aber in Einzelfällen erwähnt. Solche Standorte sind auf regelmäßige Schutzmaßnahmen angewiesen. Maßnahmen gegen Invasionen von gebietsfremden Arten stellen dort nur eines von vielen Problemen dar. Des Weiteren wurden die 15 ausgewählten Baumarten in Bezug auf deren Eignung für die Waldbewirtschaftung (Anbauwürdigkeit) klassifiziert. Die Bewertung führte bei vier der untersuchten Baumarten zur Einstufung als invasive Art; fünf Arten wurden als teilweise invasiv eingestuft, vor allem wegen ihrer invasiven Eigenschaften in offenen Landschaften; sechs Arten wurden als nicht invasiv eingestuft (Tab. 17).

Tab. 17: Bewertung ökologischer Eigenschaften gebietsfremder Arten in Deutschland nach Vor et al. (2015).

Baumarten	Invasivitätskriterien					Gesamtbewertung		Ausschlussgründe für Anbauwürdigkeit
	negative Standortbeeinflussung	hohes Reproduktionspotenzial	hohes Ausbreitungspotenzial	Fähigkeit zur Artenverdrängung*	begrenzte Steuerungsmöglichkeiten	Invasivität	Anbauwürdigkeit (Wälder)	
Abies grandis Große Küstentanne	○	◖	○	○	○	nein	ja	-
Acer negundo Eschenahorn	○	●	●	●	●	ja	nein	invasiv in Auwäldern
Ailanthus altissima Götterbaum	◖	●	●	●	●	ja	nein	konkurrenzschwach in Wäldern, invasiv im Offenland
Fraxinus pennsylvanica Rotesche	○	●	●	◖	●	ja	nein	invasiv in Auwäldern
Gleditsia triacanthos Gleditschie	◖	●	◖	◖	◖	bedingt	nein	konkurrenzschwach in Wäldern, invasiv im Offenland
Larix kaempferi Japanlärche	◖	◖	○	○	○	nein	ja	-
Paulownia tomentosa Paulownie	◖	●	◖	◖	◖	bedingt	nein	konkurrenzschwach in Wäldern, invasiv im Offenland
Pinus nigra Schwarzkiefer	◖	○	○	○	○	nein	ja	-
Pinus strobus Strobe	○	●	◖	○	○	nein	nein	Schädigung durch Strobenrost
Populus x canadensis Hybridpappel	○	●	○	◖	○	bedingt	bedingt	Introgression Schwarzpappel
Prunus serotina Spätbl. Traubenkirsche	○	●	●	●	●	ja	nein	invasiv in lichten Eichen- und Kiefernwäldern
Pseudotsuga menziesii Douglasie	○	○	○	○	○	nein	ja	-
Quercus rubra Roteiche	○	◖	○	○	○	nein	ja	-
Rhus typhina Essigbaum	○	●	◖	◖	◖	bedingt	nein	konkurrenzschwach in Wäldern, invasiv im Offenland
Robinia pseudoacacia Robinie	◖	●	◖	◖	◖	bedingt	bedingt	invasiv im Offenland, Standorteinfluss (N-Fixierung)

* ausgenommen sind Tendenzen auf Sonderstandorten

Symbole:
○ trifft nicht zu
◖ trifft bedingt zu
● trifft zu

Gemeinsame Managementkonzepte für gebietsfremde Baumarten sind möglich, beispielhaft zu sehen an der Douglasie in Deutschland.

Die Douglasie ist die wichtigste gebietsfremde Nadelbaumart in Deutschland; sie wurde von Nehring et al. (2013b) (basierend auf GABLIS) im Sinne des BNatSchG als invasiv eingestuft und als nicht invasiv durch Vor et al. (2015). Trotz anhaltender Kontroversen zu beiden Methodiken und deren Definition von Invasivität, besteht weitgehende Einigkeit zwischen Naturschützern und Forstwissenschaftlern, dass negative Auswirkungen des Anbaus der Douglasie auf die Artenvielfalt minimiert werden sollten. Daher haben Wissenschaftler des BfN und des Deutschen Verbands Forstlicher Forschungsanstalten (DVFFA) ein gemeinsames Managementkonzept für die Douglasie entwickelt – ohne Berücksichtigung der widersprüchlichen Auffassungen zur Invasivität. Die Gruppe

veröffentlichte die folgende Stellungnahme, aus der eine gemeinsame Vereinbarung zum Management der Douglasie (DVFFA und BfN 2016) hervorgeht:

1. DVFFA und BfN stimmen darin überein, dass auf der weit überwiegenden Anzahl von Waldstandorten in Deutschland der derzeitige Douglasienanbau nach aktuellem Kenntnisstand auf der nationalen Ebene keine erhebliche Gefährdung der Biodiversität und der damit verbundenen Ökosystemleistungen darstellt.
2. Auf bestimmten Sonderstandorten sollte die Douglasie grundsätzlich nicht angebaut werden, um diese Standorte als Lebensraum für spezialisierte einheimische Arten zu sichern. Potenziell gefährdete Sonderstandorte sind zum Einen offene, ursprünglich baumfreie oder baumarme Felsstandorte und Blockmeere (vgl. Knoerzer 1999) wie beispielsweise flachgründige, nährstoffarme Felsrücken, Silikat-Trockenrasen, Silikat-Blockmeere und andere Waldgrenzstandorte, zum Anderen trocken-warme Eichen- und Eichen-Mischwälder auf sauren, basenarmen Bergland-Standorten, insbesondere im submontanen Bereich (vgl. Knoerzer 1999). Bei diesen Sonderstandorten – von insgesamt geringem Flächenumfang – handelt es sich in vielen Fällen um Vorrangflächen des Naturschutzes, die in der Regel in Schutzgebieten liegen. Sich dort verjüngende Douglasie sollte mittels adäquater Pflegemaßnahmen vollständig entfernt werden. In Nachbarschaft befindliche Douglasienbestände sollten im Sinne des Vorsorgeprinzips im Rahmen waldbaulicher Pflegemaßnahmen umgebaut werden. Zudem sollte hier in Zukunft der Anbau unterbleiben.
3. Zu diesen allgemeinen Empfehlungen treten in Schutzgebieten die dort zum Anbau eingeführter Baumarten jeweils geltenden Regelungen. Je nach Schutzstatus bzw. Schutzgebietsverordnung ist der Anbau der Douglasie entweder möglich (z. B. in den meisten Landschaftsschutzgebieten) oder unterliegt Einschränkungen (z.B. in vielen Naturschutzgebieten und in FFH-Gebieten bei möglicher Verschlechterung des Erhaltungszustandes).
4. Der Anbau der Douglasie sollte in Mischung mit einheimischen Arten erfolgen. Als besonders gut zur Douglasie passende Mischbaumart hat sich die Rotbuche erwiesen.

Diese Empfehlungen können möglicherweise nicht in ganz Europa angewendet werden und müssen den spezifischen Bedingungen in anderen Regionen angepasst werden. Allgemein dienen solche Empfehlungen jedoch als Beispiel dafür, wie heimische Biodiversität geschützt und negative Auswirkungen gebietsfremder Arten unter Berücksichtigung der Bedeutung der Forstwirtschaft eingeschränkt werden können.

Literaturverzeichnis

Ammer, C., Arenhövel, W., Bauhus, J., Bolte, A., Degen, B., Dieter, M., Erhart, H.P., Erler, J., Hein, S., Kätzel, R., Konnert, M., Leder, B., Mosandl, R., Spellmann, H., Schölch, M., Schmidt, O., Schmidt, W., Schmitt, U., Spathelf, P., Teuffel, K. v. und Vor, T. 2014. *Erhebliche Zweifel an der naturschutzfachlichen Invasivitätsbewertung einiger forstlich relevanter Baumarten. AFZ-DerWald. 69(14): 12-14.*

Brunel, S., Branquart, E., Fried, G., van Valkenburg, J., Brundu, G., Starfinger, U., et al. 2010. *The EPPO prioritization process for invasive alien plants. OEPP/EPPO Bulletin. 40: 407-422. doi:10.1111/j.1365-2338.2010.02423.x*

DVFFA [Deutscher Verband Forstliche Forschungsanstalten] und BfN [Bundesamt für Naturschutz]. 2016. *Eingeführte Baumarten: Gemeinsames Papier vorgelegt. AFZ-DerWald. 71(4): 6.*

Essl, F., Nehring, S., Klingenstein, F., Milasowszky, N., Nowack, C. und Rabitsch, W. 2011. *Review of risk assessment systems of IAS in Europe and introducing the German-Austrian black list information system (GABLIS). Journal for Nature Conservation. 19: 339-350. doi:10.1016/j.jnc.2011.08.005*

EU 2016. *Commission Implementing Regulation (EU) 2016/1141 of 13 July 2016 adopting a list of invasive alien species of Union concern pursuant to Regulation (EU) No 1143/2014 of the European Parliament and of the Council. Official Journal of the European Union L 189: 4-8.*

Heger, T., Saul, W.-C. und Trepl, L. 2013. *What biological invasions ‚are' is a matter of perspective. Journal for Nature Conservation 21: 93-96. doi:10.1016/j.jnc.2012.11.002*

KORINA 2014. *Die Artenliste invasiver Neophyten in Sachsen-Anhalt. http://www.korina.info/?q=node/9*

Mack, R.D., Simberloff, D., Lonsdale, W.M., Evans, H., Clout, M. und Bazzaz, F.A. 2000. *Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. Ecological Applications. 10: 689-710.*

Nehring, S., Essl, F., Klingenstein, F., Nowack, C., Rabitsch, W., Stöhr, O., Wiesner, C. und Wolter, C. 2010. *Schwarze Liste invasiver Arten: Kriteriensystem und Schwarze Listen invasiver Fische für Deutschland und für Österreich. BfN-Skripten 285, Bonn. 185 S.*

Nehring, S., Essl, F. und Rabitsch, W. 2013a. *Methodik der naturschutzfachlichen Invasivitätsbewertung für gebietsfremde Arten. Version 1.2. BfN-Skripten 350, Bonn. 46 S.*

Nehring, S., Kowarik, I., Rabitsch, W. und Essl, F. (Hrsg.) 2013b. *Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde Gefäßpflanzen. BfN-Skripten 352, Bonn. 202 S.*

Nehring, S., Essl, F. und Rabitsch, W. 2015a. *Methodik der naturschutzfachlichen Invasivitätsbewertung für gebietsfremde Arten, Version 1.3. BfN-Skripten 401, Bonn. 48 S.*

Nehring, S., Rabitsch, W., Kowarik, I. und Essl, F. (Hrsg.) 2015b. *Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde Wirbeltiere. BfN-Skripten 409, Bonn. 222 S.*

Pyšek, P. und Richardson, D.M. 2007. *Traits associated with invasiveness: where do we stand? In: Nentwig, W. (Hrsg.), Biological Invasions. Ecological Studies 193, Springer Berlin. S. 97-122. doi:10.1007/978-3-540-36920-2_7*

Rejmánek, M., Richardson, D.M. und Pyšek, P. 2007. *Plant invasions and invisibility of plant communities. van der Maarel, E. and Franklin, J. (Hrsg.). Vegetation Ecology. 2. Auflage. John Wiley & Sons, Chichester, UK. S. 387-424. doi:10.1002/9781118452592.ch13*

Rotherham, I.D. und Lambert, R.A. 2011. *Balancing species history, human culture and scientific insight: introduction and overview. In: Rotherham, I.D. und Lambert, R.A. (Hrsg.). Invasive and Alien Plants and Animals. Human Perceptions, Attitudes and Approaches to Management. Earthscan, London, Washington DC. S. 3-18.*

Roy, H., Schonrogge, K., Dean, H., Peyton, J., Branquart, E., Vanderhoeven, S., Copp, G., Stebbing, P., Kenis, M., Rabitsch, W., Essl, F., Schindler, S., Brunel, S., Kettunen, M., Mazza, L., Nieto, A., Kemp, J., Genovesi, P., Scalera, R. und Stewart, A. 2014. *Invasive alien species – framework for the identification of invasive alien species of EU concern. Report to the EU ENV.B.2/ETU/2013/0026. 298 S.*

Schaefer, M. und Tischler, W. 1983. *Wörterbücher der Biologie – Ökologie. UTB 430. 2. Bd., Gustav Fischer Verlag, Stuttgart. 354 S.*

Vor, T., Spellmann, H., Bolte, A. und Ammer, C. 2015. *Potenziale und Risiken eingeführter Baumarten. Baumartenportraits mit naturschutzfachlicher Bewertung. Göttinger Forstwissenschaften 7, Universitätsverlag Göttingen. 296 S. http://resolver.sub.uni-goettingen.de/purl?univerlag-isbn-978-3-86395-240-2*

3.4 Beseitigung als Option für das Management invasiver Baumarten in Schutzgebieten

Livia Zapponi, Raffaele Cavalli, Emma Minari und Franco Mason

Baumarten, die für forstwirtschaftliche Zwecke oder als Zierpflanzen eingeführt werden, können zur Bedrohung für andere Arten werden, wenn sie sich in natürlichen Lebensräumen ausbreiten, und die Ökosystemfunktionen beeinträchtigen (Richardson 1998). Daher müssen die Folgen eingeführter Baumarten auf die Biodiversität in Schutzgebieten unbedingt bewertet werden. Wichtig ist dabei die sorgfältige Bestimmung von Schutzzielen, die Priorisierung der Strategien für das Management dieser Arten sowie auch ein Ranking der Arten unter Berücksichtigung ihrer potenziellen Auswirkungen und der Umsetzbarkeit ihrer Bekämpfung. Besonders wichtig ist es, die Folgen eingeführter Baumarten, die invasives Verhalten aufweisen, zu bekämpfen (DAISIE 2009), da invasive Baumarten endemische und heimische Arten durch Konkurrenz und interspezifische Hybridisierung bedrohen können (Cox 2009).

Wirksame Managementstrategien müssen arten- und standortspezifisch sein und wichtige Faktoren wie den Diasporendruck berücksichtigen.

Selten werden die Folgen der Beseitigung eingeführter Arten auf die Verjüngung heimischer Pflanzen ausgewertet (Kettenring und Adams 2011). Derartige Managementansätze sollten jedoch gut überwacht werden, damit die Wiederherstellung der heimischen Populationen und anfallende Kosten evaluiert und gegebenenfalls komplementäre Schutzmaßnahmen bestimmt werden können (Genovesi und Shine 2004). Leider werden Projekte, welcher der Beseitigung gebietsfremder Arten dienen, meist in Form von Fachberichten veröffentlicht und erfahren somit geringe Verbreitung und Vervielfältigung.

Im Fall der Beseitigung müssen zahlreiche Faktoren berücksichtigt werden, die zur Persistenz und Verbreitung invasiver Baumarten beitragen. Wirksame Strategien müssen unter Beachtung des Diasporendrucks zum einen artenspezifisch und zum anderen standortspezifisch sein, da nicht alle aufnehmenden Habitate auf dieselbe Weise auf Invasionen reagieren (Höfle et al. 2014). Beseitigungsmethoden sollten anhand der Verjüngungsstrategien betroffener Arten, insbesondere geschlechtlicher und ungeschlechtlicher Vermehrung, definiert werden. Die angewandten Techniken zur Bekämpfung und Beseitigung eingeführter und invasiver Baumarten beinhalten mechanische und chemische Maßnahmen sowie auch deren Kombination.

Bei invasiven Baumarten können kombinierte Strategien, bei denen die Wachstumsstadien berücksichtigt werden, erforderlich sein.

Es bedarf gegebenenfalls ganzheitlicher Strategien, um die Auswirkungen unterschiedlicher Wachstumsstadien zu beschränken. Samentragende Bäume sollten beseitigt werden, ebenso jüngere Individuen, bevor sie die Fortpflanzungsreife erreicht haben. In einigen Schutzgebieten wurden trotz ihrer möglichen negativen Nebenwirkungen Herbizide eingesetzt (z. B. in Kanada, Ungarn, Italien, Spanien). Beim Götterbaum (*Ailanthus altissima* (Mill.)) wurde zur Beseitigung in der späten Phase der Vegetationsperiode, wenn die Blätter komplett entfaltet sind, Glyphosat an Baumstümpfen angewendet. Dies erfolgte mit einem Pinsel (nicht mit Spray), um sicherzustellen, dass das Auftragen präzise und zielgerichtet erfolgt. Diese Methode verhindert zwar keine Ausschläge, reduziert aber deren Biomasse und somit die Konkurrenzfähigkeit der Art. Daher sollte dieser Methode die Aufforstung mit heimischen Baumarten folgen (Constán-Nava et al. 2010). Im Allgemeinen sollten Lücken im Baumkronendach in der Nähe von Waldrändern sowie in für Invasionen anfälligeren Gebieten vermieden werden, um die Verbreitung von Pionierarten zu unterbinden. Die Erhöhung des Alters der heimischen Waldbestände und des Anteils schattentoleranter Arten könnte eine erfolgreiche Strategie sein, um die Ausbreitung folgender Arten einzudämmen: Spätblühende Traubenkirsche (*Prunus serotina* Ehrh.), Roteiche (*Quercus rubra* L.), Eschenahorn (*Acer negundo* L.) und Gewöhnliche Robinie (*Robinia pseudoacacia* L.) (Höfle et al. 2014).

Exkurs 14: Mechanische Behandlung: Nachhaltigkeit und Wirksamkeit

- Die **Ringelung** ist eine Methode, die zum Absterben von Bäumen führt. Am Baumstamm wird mit einer Kettensäge (oder anderen Geräten) ein breiter Streifen Rinde einschließlich des Kambiums ringförmig entfernt und der Phloemtransport zwischen Krone und Wurzeln unterbrochen. Der Schnitt sollte nicht so tief erfolgen, dass er die Stabilität des Stamms bei starkem Wind beeinträchtigt. Es handelt sich um eine weit verbreitete Technik, die im Vergleich zu anderen Methoden relativ kostengünstig ist und deren Folgen für den Oberboden gering sind. Aber sie ist in mehrerer Hinsicht begrenzt, da Koniferen und zerstreutporige Bäume viele Jahre lang vital bleiben (Zimmermann 1983) oder die Ringelung gar überleben können (Thomas 2004). Der mechanische Schaden einer Ringelung kann zu Stockausschlägen führen (Del Tredici 2001). Daher sollte die Ringelung unter Berücksichtigung des optimalen Zeitpunkts und des Standorts der jeweiligen Art angepasst werden. Bei Laubbäumen kommt es häufig zur Bildung von Adventivtrieben unterhalb des Schnitts, welche den Erfolg der Beseitigungsmaßnahme beeinträchtigen kann.

- Die **Wurzelentfernung** mindert die Ausbreitung bei Bäumen, die zu Wurzelbrut neigen. Dennoch ist die Methode kostenintensiv und sollte angesichts der durch schwere Maschinen verursachten Folgen für den Oberboden nicht in Schutzgebieten angewandt werden (Constán-Nava et al. 2010).

- **Mulchen** (Bedecken des Bodens mit meist organischem Material) könnte die Wirksamkeit manueller Beseitigungen verbessern, aber die heimische Vegetation beeinträchtigen und die Bodeneigenschaften verändern (Meloche und Murphy 2006).

- Durch **Vernässung** nimmt die Verfügbarkeit von Sauerstoff im Boden ab. Dies wirkt sich generell auf das Überleben und die Verjüngung nicht flutungstoleranter Arten aus (vgl. Glenz et al. 2006 zur Flutungstoleranz von Baumarten). Bedenkt man beispielsweise, dass die Spätblühende Traubenkirsche (*Prunus serotina* Ehrh.) von gut entwässerten Böden profitiert (Closset-Kopp et al. 2010), könnte künstliche Vernässung eine für diese Art passende Strategie sein.

Für Baumarten, die nicht wieder ausschlagen und deren Samen nicht auf geeignete Verjüngungsbedingungen treffen, bietet das Abtöten eine Chance zur Schaffung von Habitatbäumen.

Ist es ein Ziel eingeführte Baumarten absterben zu lassen, kann man zusätzlich gezielt die Verfügbarkeit von Mikrohabitaten zu erhöhen. Solche Strukturen können durch etwaige Massnahmen gefördert werden, wie eine Studie über die Ausrottung der Ahornblättrigen Platane (*Platanus hybrida* Brot.) in einem Schutzgebiet in Norditalien zeigte (Cavalli und Donini 2003, Zapponi et al. 2015). Beispiele möglicher Mikrohabitate sind Hohlräume für Höhlenbrüter oder Rindentaschen für die Entwicklung aquatischer oder xylobionter Larven. Was die Schaffung von Mikrohabitaten angeht, so können eingeführte Baumarten auch genutzt werden, um die Totholzmenge zu erhöhen (z. B. stehende und liegende tote Bäume) und es können Baumstümpfe oder entwurzelte Bäume gefördert werden, die in Primärwäldern eine Schlüsselrolle spielen und von grundlegender Bedeutung für die Erhaltung der Artenvielfalt im Wald sind (Mason 2003).

Exkurs 15: Chemische Behandlung und deren Wirkung auf Nichtzielpflanzen

- Die Wirksamkeit der Ringelung kann durch chemische Substanzen erhöht werden. Am häufigsten verwendet wird Glyphosat, ein gut wasserlösliches Herbizid, das häufig in der Land- und Forstwirtschaft eingesetzt wird. Herbizide können auf die Rinde, die Blätter und auf durch Schneiden oder Ringelung verursachte Wunden aufgetragen werden (Wittenberg und Cock 2001). Auftragen durch Sprühen sollte vermieden werden, da dies wahrscheinlich deutlich stärkere Folgen auf andere Arten als andere Methoden des Herbizideinsatzes hat (Collin und Dumas 2009). Außerdem können Herbizide Nichtzielpflanzen schädigen. Daher muss der Einsatz nach Maßgabe der einschlägigen Rechtsvorschriften erfolgen. Die schädlichen Folgen auf Nichtzielpflanzen wurden im Bereich der Landwirtschaft häufiger untersucht. Es zeigte sich, dass Glyphosat andere Organismen im Ökosystem schädigen kann, zum Beispiel Waldfrösche (Lanctôt et al. 2014), Regenwürmer (Gaupp-Berghausen et al. 2015) oder mikrobielle Gemeinschaften im Boden (Helander et al. 2012). Obwohl argumentiert wurde, dass der Einsatz von Glyphosat in nördlichen Waldökosystemen vermutlich unproblematisch ist (Newton et al. 2008), haben andere (z. B. Helander et al. 2012) darauf hingewiesen, dass der langsame Abbau von Glyphosat in kalten Klimazonen, bzw. die ausgebrachte Menge in Süßwasserressourcen, wo die Häufung des Herbizids zu Problemen führt, zu erheblichen Beeinträchtigungen führt.

- Pflanzenwuchsregulatoren sind natürliche oder synthetische Komponenten (z. B. Hormone oder synthetische Äquivalente), die Entwicklungs- oder Stoffwechselprozesse bei größeren Pflanzenarten beeinflussen (Rademacher 2015). Das synthetische Auxin NAA (αNaphthylessigsäure) gehört zu dieser Kategorie und wurde in der Vergangenheit genutzt, um die Bildung von Ausschlägen im Obstbau zu unterbinden (z. B. Looney und Jackson 2010). Laut der amerikanischen Umweltschutzagentur (EPA 2007) stellt es kein Risiko für Nichtzielorganismen wie Säugetiere, Vögel, Wasserorganismen und Pflanzen dar. Der Einsatz einer NAA-Zusammensetzung wurde zur Unterbindung von Ausschlägen bei Roteichen genutzt, und die vorläufigen Ergebnisse (Minari et al. 2015) zeigten, dass die Anwendung einer NAA-Lösung mittels einer Paste (zum Schutz von Nichtzielpflanzen) auf der Oberfläche eines Baumstumpfes der Roteiche die Biomasse der Ausschläge deutlich verringert (Abb. 45).

Abb. 45: Versuchsweise Anwendung von NAA zur Reduzierung von Stockausschlägen an Roteichen bei unterschiedlichen Arten der Ringelung: a) doppelte Ringelung mit NAA, b) doppelte Ringelung ohne NAA, c) Einkerbung ins Splintholz mit NAA und d) Einkerbung ins Splintholz ohne NAA.

Inselökosysteme sind besonders anfällig für die Invasion eingeführter Baumarten: Sie können nützliche Erkenntnisse zu Managementansätzen liefern.

Die schweren Folgen invasiver Baumarten (z. B. *Acacia* spp., *Eucalyptus* spp., *Pinus* spp.) auf Inseln (Brundu 2014) sorgte für die Entwicklung intensiver Strategien, die häufig mit finanzieller Förderung des LIFE-Förderprogramms durchgeführt wurden. Mehr dazu in der Verordnung (EG) Nr. 614/2007 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Mai 2007 über das Finanzierungsinstrument für die Umwelt (LIFE+).

Ein Beispiel für Beseitigungsmethoden eingeführter Baumarten von einem Inselökosystem ist die Insel Anholt (Dänemark). Dort war es das Ziel, in den nördlichen Graudünen die von Silbergras (*Corynephorion canescentis* (L.) Beauv.) dominierten flechtenreichen

Gemeinschaften wiederherzustellen. Dafür war die vollständige Beseitigung der Bergkiefer (*Pinus mugo* Turra) einschließlich aller Nadeln und Zapfen erforderlich. Darüber hinaus wurde auch das mosaikförmige Abbrennen von Flächen, Beweidung sowie manuelle Entfernung von Bergkiefernverjüngung durchgeführt (Doody 2013). Damit konnte der pH-Wert erhöht, die Ansammlung von Wasser reduziert und so die Heidelandschaft an der Küste, wo Flechten eine wichtige Komponente sind, geschützt werden (Christensen und Johnsen 2001). Die Insel Montecristo (Italien) ist ein weiteres Beispiel für die Beseitigung invasiver Arten auf einer Insel: Es handelt sich um ein Naturschutzgebiet, das gegründet wurde, um eine reiche Flora mit 304 Gefäßpflanzenarten auf nur 10,4 km^2 zu schützen. Dazu gehören auch für die mediterrane Macchia und Küsten-Garigue typische Arten (z. B. *Quercus ilex* L., *Erica arborea* L., *E. scoparia* L.) (Paoli und Romagnoli 1976). Die botanische Vielfalt dieser Insel wurde durch die Einführung einiger Arten bedroht. Deshalb wurde zur Beseitigung des Götterbaums ein LIFE-Projekt initiiert, bei dem je nach Höhe und Alter des Baumes Glyphosat durch Sprühen, Pinseln oder Injektion eingesetzt wurde (Zanichelli et al. 2014).

Im Allgemeinen ist in Europa die Anzahl von Versuchen zur vollständigen Beseitigung eingeführter Arten auf Inseln noch recht gering (224 Beseitigungsprogramme auf 170 Inseln). Laut Genovesi und Carnevali (2011) gibt es dafür zwei Gründe: (i) Die Präsenz endemischer Arten auf europäischen Inseln schränkt die möglichen Methoden zur Beseitigung invasiver Arten ein; und (ii) das mangelnde Bewusstsein der Öffentlichkeit führt zu mangelnder Unterstützung für Beseitigungsprogramme.

In Meta-Analysen von Publikationen zur Bekämpfung invasiver Pflanzenarten fanden Kettenring und Adams (2011) heraus, dass weniger als ein Drittel der Studien die Kosten der Behandlungen evaluieren. Es sollte eine vollständige Evaluierung der Kosten und Nutzen von Beseitigungsmaßnahmen in experimentellen Untersuchungen und Bewertungen in Betracht gezogen werden, um Managern von Schutzgebieten bei der Entscheidung über die geeignetste Methode zu helfen (Kettenring und Adams 2011).

Mehrere Faktoren wie die Geländemorphologie, Baumeigenschaften sowie die Effizienz von Mensch und Ausrüstung beeinflussen die Kosten jedes Eingriffs.

Der Kostenvergleich unterschiedlicher Maßnahmen könnte Managern bei der Wahl der geeignetsten Vorgehensweise helfen. Ringelungen könnten schnell durchgeführt werden, indem in den äußeren Teil eines Stamms mit einer Kettensäge zwei schräge, konvergierende 4–5 cm tiefe Kerben geschnitten werden. Bei Methoden, für die ein Traktor oder eine Winde nötig ist, erhöht jegliche Optimierung zusätzlicher Arbeiten (z. B. Befestigung des Windenseils am Baum mit Hilfe einer modularen Trittleiter aus Leichtmetall zum Hinaufklettern an Bäumen) die Gesamtkosten eines Einsatzes. Erhöht man die Menge an verfügbarem Totholz, indem man für umgestürzte Baumstümpfe oder schiefe abgestorbene Bäume sorgt, bedarf es eines Traktors oder einer Winde sowie der Anwendung von Ringelungsmaßnahmen. All das führt im Vergleich zum künstlichen Schaffen von entwurzelten Bäumen (Traktor und Winde) oder toten, stehenden Bäumen (Ringeln) zu höheren Kosten. Außerdem muss die Topografie eines Standortes berücksichtigt werden: Auf leicht abfallendem Terrain wäre ein Raupenbagger geeignet, an steileren Hängen sollte hingegen ein Bagger mit Rädern verwendet werden. Aufgrund der unterschiedlichen Mobilität der zwei Fahrzeuge kann auch die benötigte Zeit, um von einem zum nächsten Baum zu gelangen, die Produktivität beeinflussen und somit die Kosten des gesamten Eingriffs.

Die Kosten für die Flutung eines Standortes zur Beseitigung eingeführter Baumarten (Vernässung) werden vor allem durch Bodeneigenschaften und die Topografie eines Gebiets bestimmt, da diese Faktoren die Wassermenge bestimmen, die zur ausreichenden Vernässung des Bodens benötigt wird. Für diese Methode muss ein Wasserversorgungssystem eingerichtet werden (permanentes Kanalnetzwerk) und die Möglichkeit bestehen, die benötigte Wassermenge entweder unter Nutzung des Gefälles oder einer Pumpe bereitzustellen. Auch wenn die Bewässerung unter Nutzung des Gefälles arbeitsintensiver ist, ist das Pumpsystem wegen der Kosten für die benötigte Pumpe und ihres Energieverbrauchs bei dieser Methode tendenziell teurer.

Es muss betont werden, dass das Management eingeführter invasiver Arten in Schutzgebieten nicht nur deren Beseitigung, sondern auch die Wiederherstellung des natürlichen Ökosystems zum Ziel haben sollte. Aktive Wiederherstellung natürlicher Artenvielfalt kann die Belastbarkeit des Ökosystems stärken. Dies kann als Schutz vor weiteren Invasionen dienen (Genovesi und Shine 2004). Maßnahmen zur Wiederherstellung sollten auch Nebenwirkungen durch Beseitigungsmaßnahmen verhindern. Nebenwirkungen sind beispielsweise die Schaffung von Arealen, die von anderen Arten mit noch stärkeren Auswirkungen wieder besiedelt oder invadiert werden (Hiebert 1997). Um diese Aufgabe zu bewältigen, sollten sich Entscheidungsträger auf klare Ziele konzentrieren: Anstatt ein ungenaues Konzept von Ursprünglichkeit zu verfolgen, sollte die heimische Artenvielfalt geschützt und ökologische Integrität gefördert werden (Randall 2010). Larios und Sunding (2013) haben drei Wege für ökologische Wiederherstellung ermittelt: (i) spontane Sukzession, (ii) technische Rückgewinnung und (iii) geförderte Sukzession, eine Kombination aus den vorherigen Ansätzen (i) und (ii). Im Exkurs 16 werden praktische Beispiele der letzten zwei Ansätze erläutert.

Exkurs 16: Beseitigung und Wiederherstellung im Naturschutzgebiet Bosco Fontana

Das Naturschutzgebiet Bosco Fontana in Italien ist ein altes, 200 ha großes Waldgebiet im Überschwemmungsgebiet des Po. Das Waldgebiet besteht vorwiegend aus Mittelwald (*Carpinion betuli*-Waldgesellschaft), in dem zwei Arten unterschiedlicher Ökologie vorkommen: die schattenliebende (sciophile) Hainbuche (*Carpinus betulus* L.) und die lichtliebende (heliophile) Stieleiche (*Quercus robur* L.). Nach den exzessiven Fällungen während des Zweiten Weltkriegs und nach einem umfangreichem Windwurf 1949 wurden von 1949 bis 1952 Aufforstungen mit eingeführten Arten (Roteiche, Schwarznuss (*Juglans nigra* L.) und Ahornblättrige Platane) betrieben. In nur 40 Jahren erreichten die beiden Arten, Roteiche und Ahornblättrige Platane, einen stehenden Vorrat von rund 1500 m^3 für das ganze Naturschutzgebiet. 1995 wurde ein durchschnittlicher Brusthöhendurchmesser (BHD) von mehr als 50 cm bei diesen eingeführten Arten verzeichnet. Ihre Kronen waren bereits in die höchsten Schichten des Kronendachs eingewachsen und in Konkurrenz zu heimischen Arten getreten (Mason 2004). Mason (2002) entdeckte, dass die durch die Roteiche geförderter entomologisch-saproxylische Fauna in ihrer Vielfalt relativ gering ausfiel, da nur drei von 27 Prachtkäferarten (*Coleoptera Buprestidae*), die normalerweise in von heimischen Eichen dominierten Waldbeständen zu finden sind, in nichtheimischen Eichenbeständen vorkamen. Die angewandten Methoden zur Beseitigung der Roteiche und Wiederherstellung der heimischen Flora wurden an lokale Bedingungen angepasst. In von der Roteiche dominierten Gebieten wurde die Beseitigung mit der Schaffung von Lücken mit einer Mindestfläche von 200–250 m^2 kombiniert, in die zwei- bis dreijährige Stieleichen gepflanzt wurden. Um die Etablierung der Stieleiche zu begünstigen und die Lücken zu vergrößern, wurden andere heimische Arten (z. B. Hainbuche), welche die Entwicklung der Stieleichensämlinge behinderten, ebenfalls beseitigt. In den günstigsten Situationen enthielt die verbleibende heimische Vegetation samentragende Stieleichen. Die somit

mögliche natürliche Regeneration wurde unterstützt durch elliptische Lücken von Ost nach West zur Maximierung des verfügbaren Lichts am Boden der Lücken. Die optimale Position der samentragenden Bäume ist in Abbildung 46 dargestellt. Dank einer Lückenfläche von 200–250 m^2 erreicht hier mindestens zehn Jahre lang genügend Licht den Boden und fördert somit das Wachstum der Stieleichenverjüngung.

Abb. 46: Bildung von Lücken im Kronendach im Naturschutzgebiet Bosco Fontana; die ausgewählten samentragenden Bäume sind dunkelgrün dargestellt.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass bei der Beseitigung invasiver Baumarten unterschiedliche, häufig kombinierte Methoden angewendet werden müssen, die gleichzeitig die Ökologie und Wachstumsstadien der Arten berücksichtigen. Es gibt nur einige wenige Studien, deren Ergebnisse verwendet wurden, um Eindämmungsstrategien zu erstellen und die besten Managementpraktiken zu ermitteln (Hulme et al. 2014). Auch ist darauf hinzuweisen, dass es derzeit keine formale Koordination zwischen Naturschutzgebieten und Ländern zu Methoden und Prioritäten für die Beseitigung invasiver Baumarten gibt (Brunel et al. 2013). Die Herausforderung wird daher zukünftig sein, eine Plattform zu gründen, über die Strategien ausgetauscht, Folgen überwacht und bewertet sowie langfristige Ergebnisse zur Unterstützung von empfehlenswerten Vorgehensweisen genutzt werden können.

Literaturverzeichnis

Brundu, G. 2014. *Invasive alien plants in protected areas in Mediterranean islands: knowledge gaps and main threats. In: Foxcroft, L.C. und Pyšek, P. (Hrsg.). Plant Invasions in Protected Areas: Patterns, Problems and Challenges. Springer, Dordrecht. S. 395-422.*

Brunel, S., Brundu, G. und Fried, G. 2013. *Eradication and control of invasive alien plants in the Mediterranean Basin: towards better coordination to enhance existing initiatives. EPPO Bulletin. 43: 290–308. doi:10.1111/epp.12041*

Cavalli, R. und Donini, F. 2003. *Possible management actions to increase the amount of dead and marcescent wood. In: Cavalli, R. und Mason, F. (Hrsg.). Tecniche di ripristino del legno morto per la conservazione della faune saproxiliche il progetto life natura nat/it/99/6245 di Bosco della Fontana. Gianluigi Arcari Editore, Mantua, Italien. S. 31-56.*

Cavalli, R. und Mason, F. (Hrsg.). 2003. *Tecniche di ripristino del legno morto per la conservazione della faune saproxiliche il progetto life natura nat/it/99/6245 di Bosco della Fontana. Gianluigi Arcari Editore, Mantua, Italien. 112 S.*

Christensen, S.N. und Johnsen, I. 2001. *The lichen-rich coastal heath vegetation on the isle of Anholt, Denmark – conservation and management. Journal of Coastal Conservation. 7: 13-22. doi:10.1007/BF02742463*

Closset-Kopp, D., Saguez, R. und Decocq, G. 2010. *Differential growth patterns and fitness may explain contrasted performances of the invasive Prunus serotina in its exotic range. Biological Invasions. 13: 1341–1355. doi:10.1007/s10530-010-9893-6*

Collin, P. und Dumas, Y. 2009. *Que savons-nous de l'ailante (Ailanthus altissima (Miller) Swingle))? Revue Forestière Française. 67(2): 117–130. doi:10.4267/2042/28895*

Constán-Nava, S., Bonet, A., Pastor, E. und Lledó, M.J. 2010. *Long-term control of the invasive tree Ailanthus altissima: Insights from Mediterranean protected forests. Forest Ecology and Management. 260: 1058-1064. doi:10.1016/j.foreco.2010.06.030*

Cox, G.W. 2009. *Alien species and evolution. The evolutionary ecology of exotic plants, animals, microbes, and interacting native species. Island Press, Washington. 377 S.*

DAISIE. 2009. *Handbook of alien species in Europe. Springer. 399 S.*

Del Tredici, P. 2001. *Sprouting in temperate trees: A morphological and ecological review. The Botanical Review. 67: 121-140. doi:10.1007/BF02858075*

Doody, J.P. 2013. *Sand Dune Conservation, Management and Restoration. Springer, Dordrecht. 303 S.*

EPA, 2007. *Reregistration Eligibility Decision (RED). Naphthaleneacetic Acid, Its Salts, Ester, and Acetamide. Arlington, U.S. 182 S.*

Gaupp-Berghausen, M., Hofer, M., Rewald, B. und Zaller, J.G. 2015. *Glyphosate-based herbicides reduce the activity and reproduction of earthworms and lead to increased soil nutrient concentrations. Scientific Reports[Nature]. 5: 12886. doi:10.1038/srep12886*

Genovesi, P. und Carnevali, L. 2011. *Invasive alien species on European islands: eradications and priorities for future work. In: Veitch, C.R., Clout, M.N. und Towns, D.R. (Hrsg.). Island Invasives: Eradication and management. IUCN, Gland, Schweiz. S. 56–62.*

Genovesi, P. und Shine, C. 2004. *European strategy on invasive alien species. Nature and Environment Nr. 137. Council of Europe Publishing, Straßburg. 68 S.*

Glenz, C., Schlaepfer, R., Iorgulescu, I., und Kienast, F. 2006. *Flooding tolerance of Central European tree and shrub species. Forest Ecology and Management. 235: 1-13. doi:10.1016/j.foreco.2006.05.065*

Helander, M., Saloniemi, I. und Saikkonen, K., 2012. *Glyphosate in northern ecosystems. Trends in Plant Science. 17: 569-574. doi:10.1016/j.tplants.2012.05.008*

Höfle, R., Dullinger, S. und Essl, F. 2014. *Different factors affect the local distribution, persistence and spread of alien tree species in floodplain forests. Basic and Applied Ecology. 15: 426-434. doi:10.1016/j.baae.2014.07.007*

Hulme, P.E., Pyšek, P., Pergl, J., Jarošík, V., Schaffner, U. und Vilà, M. 2014. *Greater focus needed on alien plant impacts in protected areas. Conservation Letters. 7: 459-466. doi:10.1111/conl.12061*

IPLA, 2010. *Piano di gestione forestale Parco Naturale "Valle del Ticino" SIC-ZPS IT115001. Ente di Gestione Parco del Ticino. Turin. 271 S.*

Kettenring, K.M. und Adams, C.R. 2011. *Lessons learned from invasive plant control experiments: a systematic review and meta-analysis. Journal of Applied Ecology. 48: 970–979. doi:10.1111/j.1365-2664.2011.01979.x*

Lanctôt, C., Navarro-Martín, L., Robertson, C., Park, B., Jackman, P., Pauli, B.D. und Trudeau, V.L. 2014. *Effects of glyphosate-based herbicides on survival, development, growth and sex ratios of wood frog (Lithobates sylvaticus) tadpoles. II: Agriculturally relevant exposures to Roundup WeatherMax® and Vision® under laboratory conditions. Aquatic Toxicology. 154: 291-303. doi:10.1016/j.aquatox.2014.05.025*

Larios, L. und Suding, K.N. 2013. *Restoration within protected areas: when and how to intervene to manage plant invasions? In: Foxcroft, L.C., Pyšek, P., Richardson, D.M. und Genovesi, P. (eds.). Plant Invasions in Protected Areas: Patterns, Problems and Challenges. Springer, Dordrecht. S. 599–618.doi:10.1007/978-94-007-7750-7_27*

Looney, N. und Jackson, D. 2010. *Use of bioregulators in fruit production. In: Jackson, D., Looney, N., Morley-Bunker, M. und Thiele, G. (Hrsg.). Temperate and Subtropical Fruit Production. CABI, Wallingford. S. 92-100.*

Malcolm, G.M., Bush, D.S. und Rice, S.K. 2008. *Soil Nitrogen Conditions Approach Preinvasion Levels Following Restoration of Nitrogen-Fixing Black Locust (Robinia pseudoacacia) Stands in a Pine–Oak Ecosystem. Restoration Ecology. 16: 70–78. doi:10.1111/j.1526-100X.2007.00263.x*

Mason, F. 2004. *Dinamica di una foresta della Pianura Padana. Bosco della Fontana. Seconda edizione con linee guida di gestione forestale. Gianluigi Arcari Editore, Mantua. 222 S.*

Mason, F. 2003. *Life Project NAT/IT/99/6245 "Bosco della Fontana: urgent conservation actions on relict habitat". In: Cavalli, R. und Mason, F. (Hrsg.). Tecniche Di Ripristino Del Legno Morto per La Conservazione Della Faune Saproxiliche Il Progetto LIFE Natura NAT/IT/99/6245 Di "Bosco Della Fontana." Gianluigi Arcari Editore, Mantua. S. 17–22.*

Mason, F. 2002. *Problematiche di conservazione e gestione. In: Ruffo, S. (Hrsg.). Le Foreste Della Pianura Padana. Un Labirinto Dissolto. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Museo Friulano di Storia Naturale, Udine. S. 87–133.*

Meloche, C. und Murphy, S.D. 2006. *Managing tree-of-heaven (Ailanthus altissima) in parks and protected areas: a case study of Rondeau Provincial Park (Ontario, Canada). Environmental Management. 37: 764–72. doi:10.1007/s00267-003-0151-x*

Minari, E., Del Bianco, M., Bascietto, M., De Cinti, B. und Zapponi, L. 2015. *Eradicazione di specie arboree in ecosistemi protetti: primi risultati sulla sperimentazione di nuove tecniche nella Riserva Naturale Statale Bosco della Fontana. In: Proceedings of the 10° Congresso Nazionale SISEF – Sostenere il Pianeta, Boschi per La Vita. Ricerca eInnovazione per La Tutela ela Valorizzazione delle Risorse Forestali. Florenz. S. 121.*

Newton, M., Cole, E.C. und Tinsley, I.J. 2008. *Dissipation of four forest-use herbicides at high latitudes. Environmental Science and Pollution Research. 15: 573-83. doi:10.1007/s11356-008-0039-7*

Paoli, P. und Romagnoli, G. 1976. *La flora vascolare dell'isola di Montecristo (Arcipelago toscano). Webbia 30, 303–456. doi:10.1080/00837792.1976.10670055*

Rademacher, W. 2015. *Plant Growth Regulators: Backgrounds and Uses in Plant Production. Journal of Plant Growth Regulation. 34: 845-872. doi:10.1007/s00344-015-9541-6*

Randall, J.M. 2010. *Objectives, priorities, and triage: lessons learned from invasive species management. In: Cole, D.N. und Yung, L. (Hrsg.), Beyond Naturalness. Rethinking Park and Wilderness Stewardship in an Era of Rapid Change. Island Press, Washington. S. 162–178.*

Richardson, D.M. 2008. *Forestry trees as invasive aliens. Conservation Biology. 12: 18-26. doi:10.1111/j.1523-1739.1998.96392.x*

Thomas, P. 2004. *Trees: their natural history. Cambridge University Press, Cambridge, 286 S.*

Wittenberg, R. und Cock, M.J. 2001. *Invasive alien species: a toolkit of best prevention and management practices. CABI Publishing on behalf of the Global Invasive Species Programme, Wallingford.*

Zanichelli, F., Giannini, F., De Pietro, F., Puppo, F. 2014. *Eradication of invasive alien plants and animals and protection of native species and habitats in the Tuscan Archipelago – PROGETTO LIFE+ MONTECRISTO. Portoferraio.*

Zapponi, L., Minari, E., Longo, L., Toni, I., Mason, F. und Campanaro, A. 2015. *The Habitat-Trees experiment: using exotic tree species as new microhabitats for the native fauna. iForest – Biogeosciences and Forestry. 8: 464–470. doi:10.3832/ifor1281-007*

Zimmermann, M.H. 1983. *Xylem structure and the ascent of sap. Springer-Verlag, Berlin, 143 S.*

3.5 Eingeführte Arten in polnischen Nationalparks: Verteilung, Abundanz und Managementansätze

Anna Gazda und Jerzy Szwagrzyk

Die Abundanz eingeführter Baumarten in polnischen Wäldern ist allgemein sehr gering; der gesamte Anteil liegt unter 1 % (Gazda 2013). Die größte Gruppe eingeführter Arten in Polens Nationalparks (nachfolgend NP) bilden mehrjährige (33 %), einjährige (28 %) und krautige Pflanzen zusammen mit Gehölzen, das heißt Bäume und Sträucher, die 25 % der eingeführten Arten ausmachen (Bomanowska et al. 2014). Viele dieser Arten können sich natürlich verjüngen und sich somit in den Wäldern verbreiten, wo erwachsene Individuen eingeführter Arten noch nicht vorkommen (Gazda und Augustynowicz 2012).

Die am weitesten verbreitete eingeführte Baumart im polnischen Staatswald ist die Roteiche (*Quercus rubra* L.) (Gazda 2013). Wenn alle Wälder berücksichtigt werden (Privat- und Staatswald), ist die Gewöhnliche Robinie (*Robinia pseudoacacia* L.) die am häufigsten vorkommende eingeführte Baumart (Czerepko 2008). Die Douglasie (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) ist die häufigste eingeführte Koniferenart. Jedoch ist ihr Anteil in Waldbeständen im Vergleich zur Roteiche oder Robinie deutlich kleiner (Chylarecki 2004).

Eingeführte Baumarten sind in Polens Nationalparks weit verbreitet, aber nicht häufig.

Trotz ihrer relativ geringen Abundanz sind eingeführte Baumarten in Polen verbreitet; derzeit kommen sie in allen 430 Forstbezirken Polens vor (Gazda 2013). Somit ist eine zukünftige Ausbreitung sehr wahrscheinlich. Denn die Samenquellen kommen bereits in jeder Region des Landes vor. Um sich jedoch in Waldgemeinschaften etablieren zu können, müssen eingeführte Baumarten mit heimischen Baumarten in Konkurrenz treten. In Waldgemeinschaften, die von schattentoleranten Arten wie der Rotbuche (*Fagus sylvatica* L.), Weiß-Tanne (*Abies alba* Mill.) und Hainbuche (*Carpinus betulus* L.) dominiert werden, sind die Erfolgschancen für eingeführte Baumarten eher gering. In Habitaten wie Auwäldern mit vorwiegend offenem Kronendach, stehen die Chancen für eine erfolgreiche Invasion eingeführter Baumarten (z. B. Eschenahorn (*Acer negundo* L.) besser (Danielewicz 2008). Waldbestände, die hauptsächlich aus Waldkiefern (*Pinus sylvestris* L.) bestehen, wo die Lichtintensität unterhalb des Kronendachs noch hoch ist, sind ebenfalls anfällig für Invasionen durch eingeführte Baum- und Straucharten (Jagodziński et al. 2015).

Viele der NPs in Polen wurden durch die Umwandlung eines Forstreviers (oder Teile mehrerer Forstreviere) in NPs gegründet. Jahrzehntelang wurde die Spätblühende Traubenkirsche (*Prunus serotina* Ehrh.) unter von Waldkiefern dominierten Kronenschichten gepflanzt, um die Streu anzureichern und somit die Bodenbedingungen zu verbessern. Derzeit wächst diese Baumart sowohl in bewirtschafteten als auch in geschützten, unbewirtschafteten Wäldern in großer Anzahl und bildet meist als Strauch oder kleiner Baum eine dichte

mittlere Kronenschicht. Neben früheren bewirtschafteten Waldbeständen haben NPs daher auch die Beimischung eingeführter Baumarten geerbt.

Eingeführte Baumarten stehen häufig im Zusammenhang mit menschlichen Siedlungen. Da in Polen innerhalb der Grenzen einiger NPs Dörfer und kleine Städte liegen (z. B. in den NPs Kampinos, Wielkopolska und Ojców), können die städtischen Siedlungen als Samenquellen eingeführter Baumarten betrachtet werden. Mit Ausnahme der Echten Walnuss (*Juglans regia* L.) ist es jedoch schwer, eingeführte Baumarten, die aus Gärten in nahegelegene Wälder übergesiedelt sind, eindeutig auszumachen (Gazda 2013).

Viele Waldbestände innerhalb von Nationalparks sind anfällig für Invasionen durch eingeführte Baumarten.

In sieben von 23 polnischen NPs gibt es keine oder nur einzelne eingeführte Baumarten (die grauen Punkte in Abb. 47). In zehn NPs kommen zumindest fünf eingeführte Baumarten vor, die aber nicht häufig sind (orangene Punkte in Abb. 47). Sechs NPs weisen mehr als zehn eingeführte Baumarten auf. Einige der Arten decken größere Gebiete ab und stellen wegen ihrer schnellen Ausbreitung eine ernste Bedrohung dar (die roten Punkte in Abb. 47).

Abb. 47: Verteilung nichtheimischer Baumarten in polnischen NPs (rot – abundantes Vorkommen der eingeführten Baumarten; orange – Vorkommen einiger eingeführter Baumarten, aber kaum abundant; grau – selten bis keine eingeführte Baumarten): 1. Wolin; 2. Słowiński; 3. Tucheler Heide; 4. Wigry; 5. Biebrza; 6. Narew; 7. Białowieża; 8. Ujście Warty; 9. Drawno; 10. Wielkopolska; 11. Kampinos; 12. Świętokrzyski; 13. Polesie; 14. Roztocze; 15. Ojców; 16. Karkonosze; 17. Góry Stołowe; 18. Babia Góra; 19. Tatra; 20. Gorce; 21. Pieniny; 22. Magura; 23. Bieszczady.

Die Spätblühende Traubenkirsche, Roteiche und Gewöhnliche Robinie kommen als eingeführte Baumarten am häufigsten in Polens NPs vor, und ihr Verbreitungsgebiet dehnt sich aus – dies gilt insbesondere für den NP Wielkopolska.

Der NP Wielkopolska (Nr. 10 in Abb. 47) liegt nahe Poznan und ist der am stärksten durch eingeführte Baumarten bedrängte NP (Tab. 18); die Anzahl eingeführter Baumarten ist hoch, vor allem wegen Zierarten, die in Höfen, Gärten und entlang der Straßen einer Stadt innerhalb des NP wachsen. Die Spätblühende Traubenkirsche weist unter den eingeführten Baumarten in diesem NP die höchste Abundanz auf und ist dort gleich nach der Waldkiefer das zweithäufigste Gehölz. Diese Art verbreitete sich in den letzten zwanzig Jahren sehr schnell; obwohl sie 1947 in nur acht Waldgebieten vorkam, lag diese Zahl 2007 bereits bei 629 Gebieten (Purcel 2009). Die Gewöhnliche Robinie, die bereits 1947 im NP Wielkopolska abundant war (in 114 Gebieten), erweiterte ihre Ausdehnung auf 337 Gebiete im Jahr 2007 und belegt damit Platz zwei (Purcel 2009). An dritter Stelle steht die Roteiche, gefolgt vom Eschen-Ahorn als abundante eingeführte Baumart in diesem NP. Andere eingeführte Baumarten kommen in diesem NP in eher geringer Anzahl vor.

Der NP Kampinos (Nr. 11 in Abb. 47) (Tab. 18) liegt nahe Warschau. Er ist der zweitgrößte NP Polens (fast 40.000 ha). In den umliegenden Dörfern und kleinen Siedlungen wurden ebenfalls eingeführte Gehölze verzeichnet. Die Spätblühende Traubenkirsche ist die häufigste eingeführte Baumart im NP Kampinos, wo sie in großen Gebieten am Südrand des NP in Waldkiefernbeständen dichtes Unterholz bildet. Die am zweithäufigsten vorkommende eingeführte Baumart ist die Roteiche, gefolgt von der Banks-Kiefer (*Pinus banksiana* Lamb.). Dies ist darauf zurückzuführen, dass es im NP Kampinos vorwiegend artenarme Habitattypen verbunden mit Binnendünen gibt.

Roztocze (Nr. 14 in Abb. 47) (Tab. 18) ist ein NP, in dem 13 eingeführte Gehölzarten verzeichnet wurden. Zwei der Arten, die vorwiegend in Form von Sträuchern vorkommen, bedürfen besonderer Aufmerksamkeit: Die Spätblühende Traubenkirsche, die derzeit in einem Gebiet von circa 700 ha vorkommt (beinahe 10 % des Parks) und die Ährige Felsenbirne (*Amelanchier spicata* (Lam.) K. Koch), die ebenfalls in großer Zahl vorkommt. Die Robinie, die vorwiegend in Sekundärwäldern wächst, wurde auf früheren landwirtschaftlichen Flächen etabliert und nimmt gut 70 ha ein. Die Robinie verjüngt sich hier nicht auf geschlechtlichem Wege, bildet aber viele Ausläufer und Stockausschläge. Dies begrenzt ihre Verbreitung in größere Gebiete. Die Roteiche kommt derzeit auf 15 ha Waldfläche vor, wo sie sich natürlich verjüngt; mehr als die Hälfte der Roteichen sind Jungbäume, die unter dem Kronendach anderer Baumarten heranwachsen. Die verbleibenden neun eingeführten Baumarten, die im NP Roztocze vorkommen, sind an einzelnen Stellen sowie in geringer Anzahl zu finden.

Elf eingeführte Baumarten kommen im NP Świętokrzyski vor (Nr. 12 in Abb. 47) (Tab. 18), wobei die Roteiche die häufigste Art ist (Sikora und Sobieraj 2015). Andere Arten wie die Gewöhnliche Rosskastanie (*Aesculus hippocastanum* L.), Grün-Esche (*Fraxinus pennsylvanica* Marshall), Echte Walnuss, Spätblühende Traubenkirsche, Banks-Kiefer, Schwarzkiefer (*Pinus nigra subsp. nigra* J. F. Arnold), Strobe (*Pinus strobus* L.), Gewöhnliche Robinie, der Essigbaum (*Rhus typhina* L.) und der Eschenahorn kommen ebenfalls im NP vor, jedoch hauptsächlich an Straßen oder Waldrändern.

Tab. 18: Vorkommen und Folgen eingeführter Arten in polnischen Nationalparks: 1 – wenige Einzelbäume in vom Menschen veränderten Habitaten; 2 – mehrere Einzelbäume in vom Menschen veränderten Habitaten; 3 – häufiges Vorkommen von Arten, vorwiegend in vom Menschen veränderten Habitaten, aber einige in natürlichen Habitaten; 4 – Vorkommen von mehreren Einzelbäumen, jedoch nicht abundant in natürlichen Habitaten; 5 – eingeführte Baumart mit hoher Abundanz in natürlichen Habitaten.

Eingeführte Baumart	Wielkopolska	Kampinos	Roztocze	Świętokrzyski	Ojców N	Drawno	Biebrza	Narew	Tucheler Heide	Słowiński	Wigry	Wolin	Polesie	Heuscheuergebirge	Pieniny	Tatra	Białowieża	Karkonosze	Babia Góra	Bieszczady	Gorce	Magura	Ujście Warty
Prunus serotina	5	4	5	1	2	1	3	2	2	1	3	1	1				1						
Quercus rubra	3	2	2	4	3	1	1	1	2	1	2		1	1			1	1					
Robinia pseudoacacia	3	2	3	1	1	1	1	1	2	1		1	1		1							1	
Pseudotsuga menziesii	1	1	1	1	1	1				1		1		1		1		1			1		
Aesculus hippocastanum	2	1	1	1	1	1	1	1				1		1	1								
Acer negundo	1	2	1	1		1	1	2			2						1						
Pinus strobus	1	1	1	1	1	1				1				1				1	1	1			
Pinus banksiana	1	1	1	1	1	1	1						1										
Pinus nigra	1	1	1	1						1					1	1							
Fraxinus pennsylvanica	1	1	1	1		1			1														
Juglans regia	1	1		1	1	1	1																
Populus x canescens	1	1				1		1							1								
Rhus typhina	1	1		1	1				1														
Larix kaempferi	1	1				1										1							
Pinus rigida	1	1	1																				
Thuja occidentalis					1	1						1											
Acer ginnala	1	1																					
Acer saccharinum		1			1																		
Acer tataricum	1	1																					
Pinus contorta		1														1							
Thuja plicata		1										1											
Abies concolor	1																	0**					
Picea pungens						1												0*					
Picea sitchensis										1								0*					
Ailanthus altissima	1																						
Betula nigra		1																					
Betula papyrifera		1																					
Carya gabra	1																						
Carya opata	1																						
Chamaecyparis pisifera					1																		
Juglans cinerea			1																				
Morus alba							1																
Tsuga canadensis			1																				
Abies grandis																		0**					

* einzelne Bäume, die in den letzten Jahren beseitigt wurden
** absterbende Bäume

Tab. 19: Die expansivsten eingeführten Baumarten (EBA) in natürlichen Habitaten.

Nr. auf der Karte*	Nationalpark	Park-größe (ha)	Höhe (ü. M.)		Höhen-unters. (m)	Vorherrschender Waldtyp	Zahl der EBA in natürlichen Habitaten	Zahl der EBA in vom Menschen veränderten Habitaten	Die am weitesten verbreitete EBA in Wäldern
			min	max					
10	Wielkopolska	7584	100	132	32	Kiefer/Eiche	4	23	*P. serotina* *R. pseudoacacia* *Q. rubra* *A. negundo*
11	Kampinos	38549	70	105	35	Kiefer	5	23	*P. serotina* *Q. rubra* *P. banksiana*
14	Roztocze	8483	220	350	130	Kiefer/Eiche/ Buche/Tanne	3	12	*R. pseudoacacia* *Q. rubra* *P. serotina*
12	Świętokrzyski	7626	280	612	332	Tanne/Buche/ Kiefer/Eiche	3	12	*Q. rubra* *P. serotina*
15	Ojców	2146	300	473	173	Buche/Tanne/ Kiefer/Eiche	5	11	*Q. rubra*
9	Drawno	11342	70	105	35	Kiefer/Buche	2	15	*P. serotina* *R. pseudoacacia*
5	Biebrza	59223	100	127	27	Kiefer/Erle	3	8	*A. negundo* *P. serotina* *R. pseudoacacia*
6	Narew	7350	108	161	53	Erle	2	6	*P. serotina* *Q. rubra*
3	Tucheler Heide	4613	145	175	30	Kiefer	2	5	*P. serotina* *Q. rubra*
2	Słowiński	21573	0	115	115	Kiefer	1	7	*P. nigra*
4	Wigry	15000	126	183	57	Fichte/Kiefer/Eiche	3	3	*P. serotina* *A. negundo* *Q. rubra*
1	Wolin	8133	0	116	116	Kiefer/Buche/Eiche	1	6	*P. menziesii*
13	Polesie	9764	167	200	33	Kiefer/Eiche	3	4	*P. serotina* *R. pseudoacacia* *Q. rubra*
17	Stołowe Gebirge	6340	400	919	519	Fichte	0	4	
21	Pieniny	2346	450	982	532	Buche/Tanne	0	4	
19	Tatra	21197	900	2499	1599	Buche/Tanne	0	4	
7	Białowieża	10517	140	176	36	Fichte/Eiche/Hain-buche/Kiefer/Erle	0	3	
16	Karkonosze	5581	700	1602	902	Fichte	0	3	
18	Babia Góra	3391	700	1725	1025	Fichte/Buche	0	1	
23	Bieszczady	29177	650	1346	696	Buche	0	1	
20	Gorce	7031	700	1310	610	Buche/Tanne/Fichte	0	1	
22	Magura	19439	350	846	496	Buche/Tanne	0	1	
8	Ujście Warty NP	8074	15	45	30	Erle	0	0	

Der NP Ojców (Nr. 15 in Abb. 47) ist mit einer Fläche von nur knapp über 2000 ha Polens kleinster NP und weist von allen NPs die höchste Zahl heimischer Baumarten auf (37) (Gazda et al. 2015). Dies kann auf die vielfältige Topografie und unterschiedlichen Habitate des NP zurückgeführt werden. Im NP Ojców gibt es 12 eingeführte Baumarten; die meisten davon wachsen in der Nähe von Siedlungen im Dorf Ojców, das sich in der Mitte des Parks befindet (Barabasz-Krasny et al. 2004). Dennoch wurden vier der eingeführten Baumarten in Waldbeständen des NP verzeichnet: Roteiche, Rosskastanie, Robinie und Echte Walnuss. Die Roteiche ist die am häufigsten vorkommende Art, insbesondere in Jungbeständen.

Im NP Drawno (Nr. 9 in Abb. 47) im nordwestlichen Teil des Landes gibt es mehr als zehn eingeführte Baumarten. Jedoch wird keine der im NP verzeichneten eingeführten Baumart als abundant eingestuft, und nur zwei Arten (Spätblühende Traubenkirsche und Robinie) kommen in natürlichen oder naturnahen Habitaten vor (Tab. 19).

Nationalparks, die in der Nähe von großen Städten liegen, weisen eine relativ hohe Dichte eingeführter Baumarten auf.

Im NP Białowieża (Nr. 7 in Abb. 47) gibt es recht wenige eingeführte Baumarten (Roteiche, Eschenahorn und Spätblühende Traubenkirsche), da der Park überwiegend aus natürlichen oder naturnahen Wäldern besteht, die seit langer Zeit streng geschützt werden. Es gibt einige eingeführte Baumarten und Sträucher, die am Waldrand vorkommen; das heißt im Hof des ehemaligen Forsthauses, das sich innerhalb der Parkgrenzen befindet (Adamowski et al. 2002). Andere NPs mit niedriger Anzahl eingeführter Baumarten befinden sich in den Berggebieten in Südpolen. Dort kommt auch die Strobe vor (Babia Góra – Nr. 18 in Abb. 47; Bieszczady – Nr. 23 in Abb. 47). Einige Douglasien kommen im NP Gorce (Nr. 20 in Abb. 47) und im NP Magura (Nr. 22) vor. Im NP Ujście Warty (Nr. 8 in Abb. 47) wurden hingegen keine eingeführten Baumarten verzeichnet, da dieser NP vorwiegend aus Wiesen- und Sumpfgebieten besteht und seine Waldfläche weniger als 2 % beträgt.

Alle NPs in Polen müssen über einen Managementplan verfügen, der vom Umweltministerium geprüft und genehmigt wird (Anonym 2009). Im Managementplan werden jegliche Managementansätze beschrieben, auch die eventuelle Beseitigung eingeführter Baumarten. Bis Ende des 20. Jahrhunderts gab es nur selten Versuche, eingeführte Baumarten in den NPs zu beseitigen oder einzuschränken. Das neue Naturschutzgesetz (2004 verabschiedet) ermöglicht regelmäßigere Aktionspläne. Dies hat zur Entwicklung von Managementmaßnahmen geführt, welche die Ausbreitung eingeführter Arten einschränkt, und derzeit in 16 NPs in Polen gilt. In den meisten Fällen konzentrieren sich diese Pläne auf invasive krautige Pflanzenarten (Riesen-Bärenklau (*Heracleum mantegazzianum* Sommier & Levier), Sosnowsky-Bärenklau (*H. sosnowskyi* Manden.), Japanischer Staudenknöterich (*Fallopia japonica* (Houtt.) Ronse Decr.), Sachalin-Staudenknöterich (*F. sachalinensis* (F. Schmidt) Ronse Decr.) und Bastard-Flügelknöterich (*Fallopia × bohemica* (Chrtek & Chrtkov) J. P. Bailey)). Es gibt nur wenige andere Fälle, in denen Managementpläne Baumarten wie die Spätblühende Traubenkirsche (in sechs Parks) oder die Roteiche (in drei Parks) einschließen (Najberek und Solarz 2011). Zu den häufigsten Methoden für das Management eingeführter Gehölzarten gehört die manuelle Beseitigung der Sämlinge, das Zurückschneiden junger Bäume und das Fällen größerer Bäume sowie in einigen Fällen (z. B. Spätblühende Traubenkirsche) eine Kombination aus Rückschnitt und Sprühen von Herbiziden (z. B. Roundup).

Die Diskontinuität dieser Managementansätze wie auch ihre Nebenwirkungen können zu Problemen führen; insbesondere weil es noch keine Daten zur Wirksamkeit der Managementansätze gegen eingeführte Baumarten in Polens NPs gibt.

In einigen polnischen NPs wurden keine spezifischen Maßnahmen zur Beseitigung eingeführter Baumarten unternommen. Im NP Tatra (Nr. 19 in Abb. 47) beispielsweise, wo eingeführte Baumarten relativ selten und deren Standorte bekannt sind, gelten sie nicht als gefährlich und werden wie Raritäten behandelt.

In den NPs Wigry (Nr. 4 in Abb. 47) und Roztocze (Nr. 14 in Abb. 47) wurde einer der größten Versuche zur Beseitigung eingeführter Baumarten, besonders der Spätblühenden Traubenkirsche, durchgeführt. Diese Maßnahme wurde vom NP selbst koordiniert und mit externen (d. h. nicht vom Umweltministerium gestellten) Mitteln finanziert. Das Projekt war recht groß angelegt, da allein die im NP Roztocze betroffene Fläche über 300 ha betrug. Wissenschaftler mehrerer Universitäten entwickelten gemeinsam den Aktionsplan; das Projekt wurde als weiträumiges Experiment angelegt, um die Wirksamkeit unterschiedlicher Methoden zur Beseitigung eingeführter Baumarten auszuwerten (unterschiedliche Behandlungen wurden in einigen NPs wiederholt). Die Teams, die im Feld die Behandlung an den Bäumen durchführten, wurden sorgfältig durch die Projektkoordinatoren eingewiesen; auch diejenigen, welche die Wirksamkeit der unterschiedlichen Maßnahmen überwachen sollten, erhielten präzise Anweisungen. Zusätzlich wurden lokale Gemeinden über das Projekt informiert und individuelle Managementmaßnahmen durchgeführt. Die Ergebnisse werden in Krzysztofiak und Krzysztofiak (2015) vorgestellt.

Im NP Kampinos (Nr. 11 in Abb. 47) (Namura-Ochalska und Borowa 2015) wurde ein weiterer gut ausgerichteter Aktionsplan gegen die Spätblühende Traubenkirsche durchgeführt. Bäume dieser Spezies wurden gefällt und beseitigt, wobei die Stämme in unterschiedlichen Höhen gefällt wurden. Außerdem wurden Sämlinge heimischer Laubbäume gepflanzt, um die Bildung eines dichten Kronendachs dieser Arten zu fördern. Die Beseitigung des gesamten Baums erwies sich als wirksam, jedoch als sehr arbeitsintensiv. Das Fällen der Stämme in einer Höhe von 80 cm über dem Boden führte zu weniger starken Stockausschlägen als beim Fällen der Stämme oberhalb des Wurzelhalses. Jedoch war der Pilzbefall bei der in 80 cm Höhe gefällten Spätblühenden Traubenkirsche stärker als beim Fällen auf Bodenhöhe. Die Methoden des Fällens in 80 cm Höhe kombiniert mit dem Pflanzen heimischer Laubbäume wird empfohlen, da sie im NP Kampinos die vielversprechendste Manangementmethode zur Beseitigung der Spätblühenden Traubenkirsche war (Namura-Ochalska und Borowa 2015).

Die Bemühungen zur Beseitigung eingeführter Baumarten in Nationalparks befinden sich noch in einer experimentellen Phase.

Die Spätblühende Traubenkirsche und der Eschenahorn kommen in polnischen NPs derzeit am häufigsten vor. Die Roteiche und Robinie sind abundant, eine fortschreitende Invasion in den NPs ist aber relativ gering. Eingeführte Koniferenarten haben bisher noch keine Tendenz zur Ausbreitung gezeigt. Einige der Arten – insbesondere eingeführte Kiefern, Fichten und Tannen – sterben bereits aus. Versuche, nichtheimische Baumarten in polnischen NPs zu bekämpfen oder zu beseitigen befinden sich derzeit noch in einer experimentellen Phase. In den NPs, in denen einige der eingeführten Arten bereits abundant sind

(z. B. Wielkopolska oder Kampinos) erfordert deren Eindämmung erheblichen Aufwand, der langfristig finanziert werden muss. In NPs hingegen, in denen eingeführte Baumarten nur vereinzelt vorkommen und auf einzelne Individuen und kleine Baumgruppen beschränkt sind (z. B. Babia Góra oder Bieszczady) sollte deren Beseitigung relativ unkompliziert sein. Die Behörden der Nationalparks sehen sich bisher jedoch nicht dazu gezwungen. Es ist recht wahrscheinlich, dass in jenen NPs mit geringer Abundanz eingeführter Baumarten, vor allem in den Berggebieten, eher früher als später von heimischen Arten verdrängt werden.

Eine erfolgreiche Beseitigung eingeführter Baumarten in Polens Nationalparks würde eine enge Zusammenarbeit mit den Managern der Staatswälder erfordern.

Obwohl in Polens NPs derzeit das Pflanzen eingeführter Baumarten verboten ist, gibt es noch keine Tendenz, diese aus bewirtschafteten Wäldern zu entfernen; einige dieser Arten verjüngen sich bereits natürlich und breiten sich aus. Die Meinungen gehen hierbei auseinander, und viele befürworten das Pflanzen eingeführter Baumarten sehr. Daher wären zur Lösung des Problems eingeführter Baumarten in polnischen NPs vermutlich gemeinsame Anstrengungen von privaten Waldbesitzern und Managern öffentlicher Wälder notwendig.

Literaturverzeichnis

Adamowski, W., Dvorak, L. und Ramanjuk, I. 2002. *Atlas of alien woody species of the Białowieża primaeval forest. Phytocoenosis. Supplementum Cartographiae Geobotanicae. 14: 1-304.*

Anonym 2009. *Ustawa z dnia 16 kwietnia 2004 roku o ochronie przyrody, art. 120. Dz. U. z 2009 r. Nr. 151, poz. 1220.*

Barabasz-Krasny, B., Sołtys, A. und Popek, R. 2004. *Drzewa i krzewy obcego pochodzenia w Ojcowskim Parku Narodowym. Zróżnicowanie i przemiany środowiska przyrodniczo-kulturowego Wyżyny Krakowsko-Częstochowskiej. Prądnik. 1: 187-190.*

Bomanowska, A., Kirpluk, I., Adamowski, W., Palus, J. und Otręba, A. 2014. *Problem inwazji roślin obcego pochodzenia w polskich parkach narodowych. In: Otręba, A. und Michalska-Hejduk, D. (Hrsg.). Inwazyjne gatunki roślin w Kampinoskim Parku Narodowym i jego sąsiedztwie. Kampinoski Park Narodowy, Izabelin. S. 9–14.*

Chylarecki, H. 2004. *Daglezja w lasach Polski. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań. 137 S.*

Czerepko, J. (Hrsg.). 2008. *Stan różnorodności biologicznej lasów w Polsce na podstawie powierzchni obserwacyjnych monitoringu. IBL, Sękocin Stary. 136 S.*

Danielewicz W. 2008. *Ekologiczne uwarunkowania zasięgów drzew i krzewów na aluwialnych obszarach doliny Odry. Wydawnictwo Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu. Poznań. 268 S.*

Gazda, A. 2013. *Występowanie drzew obcego pochodzenia na tle zróżnicowania lasów Polski południowej [Distribution of alien tree species in various forest communities of southern Poland]. Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Rolniczego im. Hugona Kołłątaja w Krakowie nr 512, ser. Rozprawy, zeszyt 389. 118 S. (auf Polnisch)*

Gazda, A., Miścicki, S. und Chwistek, K., 2015. *Tree species diversity and above-ground biomass of natural temperate forest: montane versus lowland forest. Dendrobiology. 73: 3–10.*

Gazda A. und Augustynowicz P. 2012. *Obce gatunki drzew w polskich lasach gospodarczych. Co wiemy o puli i o rozmieszczeniu wybranych taksonów? Studia i Materiały CEPL 33(4): 53–61.*

Jagodziński, A.M., Dyderski, M.K., Rawlik, M. und Banaszczak, P. 2015. *Plantation of coniferous trees modifies risk and size of Padus serotina (Ehrh.) Borkh. invasion – Evidence from a Rogów Arboretum case study. Forest Ecology and Management. 357:84–94. doi:10.1016/j.foreco.2015.08.011*

Krzysztofiak, L. und Krzysztofiak, A. (Hrsg.). 2015. *Inwazyjne gatunki obcego pochodzenia zagrożeniem dla rodzimej przyrody. Proceedings of the symposium on invasive species. Krzywe. Wigry Nationalpark, Polen. 234 S.*

Najberek, K. und Solarz, W. 2011. *Inwazje biologiczne w polskich parkach narodowych I krajobrazowych. In: Głowaciński, Z., Okarma, H., Pawłowski, J. und Solarz, W. (Hrsg.) Księga gatunków obcych inwazyjnych w faunie Polski. 624–639.*

Namura-Ochalska, A. und Borowa, B. 2015. *Walka z czeremchą amerykańską Padus serotina (Ehrh.) Borkh. w leśnictwie Rózin w Kampinoskim Parku Narodowym; ocena skuteczności wybranych metod. In: Krzysztofiak, L. und Krzysztofiak, A. (Hrsg.). Inwazyjne gatunki obcego pochodzenia zagrożeniem dla rodzimej przyrody. Proceedings of the symposium on invasive species. Krzywe. Wigry Nationalpark, Polen. 127-142.*

Purcel, A. 2009. *Obce gatunki drzew i krzewów w Wielkopolskam Parku Narodowego – ich występowanie i rola w biocenozach Parku. Morena. 14: 35–191.*

Sikora, P. und Sobieraj, J. 2015. *Obce geograficznie gatunki drzew i krzewów w Świętokrzyskim Parku Narodowym. In: Krzysztofiak, L. und Krzysztofiak, A. (Hrsg.). Inwazyjne gatunki obcego pochodzenia zagrożeniem dla rodzimej przyrody. Proceedings of the symposium on invasive species. Krzywe. Wigry Nationalpark, Polen. 199–211.*

3.6 Waldbauliche Strategien für eingeführte Baumarten in Norditalien

Fabio Meloni, Renzo Motta, Etienne Branquart, Tommaso Sitzia und Giorgio Vacchiano

In Italien wurden seit 1492 mehr als 1000 nichtheimische Pflanzenarten eingeführt. Dies entspricht mehr als 13 % der Gesamtzahl der heimischen Arten.

Italien blickt auf eine lange Geschichte menschlichen Einwirkens zurück. Die Vernichtung der ehemaligen Tieflandwälder und die Lage des Landes inmitten der seit jeher wichtigsten Handelsrouten haben hier die Jahrtausende zurückliegende Einführung und Etablierung zahlreicher nichtheimischer Pflanzenarten begünstigt. Bei einer kürzlich durchgeführten Untersuchung in Italien wurden 1023 eingeführte Pflanzenarten gezählt, von denen 163 als dauerhaft etabliert mit negativen Auswirkungen auf Ökosysteme oder die Gesellschaft eingestuft wurden (Celesti-Grapow et al. 2009). Mehr als die Hälfte dieser Arten wurde ausschließlich in vom Menschen geschaffenen Habitaten wie beispielsweise künstlich angelegten Garten- und Parkareale, landwirtschaftlichen Nutzflächen, Forstplantagen und künstlichen Gewässern gefunden. Die Zunahme der nichtheimischen Pflanzenvielfalt und die Förderung der Etablierung solcher Pflanzenarten sind überwiegend auf menschliches Einwirken zurückzuführen. Künstliche Habitate, insbesondere Städte, fungieren als Quelle von (absichtlich und unabsichtlich) eingeführten Arten, die von Menschenhand weiter verbreitet werden können, indem sie beispielsweise in Parks und Gärten zu Zierzwecken gepflanzt werden (Kowarik 2003). Infrastrukturen wie etwa Straßen und Bahnlinien bieten ebenfalls Gelegenheiten für die sekundäre Verbreitung eingeführter Arten (Von der Lippe und Kowarik 2008). Einige der Arten, die wie eingangs beschrieben eingeführt und gefördert wurden, können negative Auswirkungen haben, z. B. Toxizität für Mensch und Tier, Veränderung des Nährstoffkreislaufs und der Störungsregime, verringerte Bereitstellung von Ökosystemleistungen oder direkte Schäden an vom Menschen geschaffenen Strukturen (z. B. Celesti-Grapow und Blasi 2004).

Biologische Zerstörung historischer Kulturdenkmäler (Abb.48) durch schnellwüchsige und robuste eingeführte Baumarten sowie die Verringerung der heimischen Vielfalt, hauptsächlich in Auenwald-, Wald-, Feuchtgebiets- und Küstenhabitaten, werden in Italien als besonders relevante Auswirkungen angesehen. Einer jüngsten Erhebung bei EU-Life+-Projekten zufolge (Silva et al. 2014) zählen Robinie (*Robinia pseudoacacia* L.), Götterbaum (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle), Roteiche (*Quercus rubra* L.) und Spätblühende Traubenkirsche (*Prunus serotina* Ehrh.) zu den eingeführten Baumarten, die am häufigsten das Ziel von Beseitigungsmaßnahmen im Rahmen von Naturschutzprojekten in Europa sind (Silva et al. 2014). In diesem Kapitel gehen wir auf praktische Erfahrungen und Erfolgsgeschichten einer waldbaulichen Bekämpfung dieser eingeführten Baumarten in städtischen und natürlichen Habitaten Norditaliens ein.

Abb. 48: Götterbaum auf dem Dach der Zitadelle Alessandria Citadel (18. Jahrhundert), einem Denkmal auf der UNESCO-Vorschlagsliste für das Welterbe (Foto: T. Tobia, veröffentlicht unter der Creative Commons Attribution-Share Alike 3.0 Unported-Lizenz. https://commons.wikimedia.org/wiki/File:La_Cittadella_di_Alessandria_04.JPG?uselang=de).

Förster können mit verschiedenen waldbaulichen Strategien die interspezifische Konkurrenz verändern, um die unerwünschte Verjüngung eingeführter Arten auf lokaler Ebene zu unterbinden und somit die gewünschte Zusammensetzung der Baumarten in den Wäldern zu unterstützen.

Es gibt zahlreiche Belege dafür, dass biologische Invasionen durch waldbauliche Maßnahmen entweder verstärkt oder gehemmt werden können. Durch die Anpflanzung eingeführter Baumarten für Zwecke wie beispielsweise Wind- und Brandschutz, Biomasse-Produktion und Erosionsbekämpfung steigt die Invasionswahrscheinlichkeit (Cierjacks et al. 2013). Managementpraktiken wie Kahlschlag, Fällen von Baumgruppen und auf den Stock setzen können die Regeneration einiger eingeführter Baumarten ebenfalls fördern (Radtke et al. 2013).

Jedoch können Schirmschlag- oder Selektionssysteme als vielversprechende Methoden zur Eindämmung der Invasionsrisiken bei gleichzeitiger Erhaltung der heimischen Gemeinschaften betrachtet werden (Sitzia et al. 2012). Allein durch die Wahrung des geschlossenen Kronendachs kann die Verbreitung einiger eingeführter Baumarten verhindert oder zumindest verlangsamt werden (Tab. 20). Während dem forstlichen Personal bei

einigen Arten wie beispielsweise der Robinie umfangreiche Informationen zur Verfügung stehen, wurden die Wirkungen waldbaulicher Strategien bei anderen, gleichermaßen oder sogar noch aggressiveren Arten, wie beispielsweise Götterbaum oder Spätblühende Traubenkirsche, noch nicht hinreichend untersucht, was auf ein enormes Forschungspotenzial hindeutet.

Tab. 20: Waldbauliche Maßnahmen zur Reduzierung der Verbreitung eingeführter Baumarten in Italien (verändert nach Sitzia et al. 2016)

Arten	Beispiele für waldbauliche Maßnahmen
Götterbaum (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle)	Vermeiden der Niederwaldbewirtschaftung (Radtke et al. 2013) Schlagen der Samenbäume (Skowronek et al. 2014) Unterpflanzen oder Säen von schattentoleranten heimischen Arten (Skowronek et al. 2014) Kontrolliertes Abbrennen (Rebbeck et al. 2014) Schutzgürtel aus heimischen Bäumen (ECORICE 2015)
Spätblühende Traubenkirsche (*Prunus serotina* Ehrh.)	Vermeiden von Kahlschlag und Lichtungen (Terwei et al. 2013) Zurückschneiden der Wurzeltriebe (Caronni 2009) Umwandlung von Nieder- in Hochwald (Caronni 2009) Unterpflanzen oder Säen von schattentoleranten heimischen Arten (Skowronek et al. 2014) Alterung ohne Behandlungen (damit andere Baumarten in der Sukzession ohne sonstige Behandlung nachfolgen können) (Starfinger et al. 2003) Erhalten oder Fördern des geschlossenen Kronendachs (Annighöfer et al. 2015) Fördern heimischer Arten (Annighöfer et al. 2015) Ringelung (Annighöfer et al. 2012) Einzelbaum- oder Gruppenselektion (Annighöfer et al. 2015)
Roteiche (*Quercus rubra* L.)	Unterpflanzen oder Säen von schattentoleranten heimischen Arten (ECORICE 2015) Wiederholtes Zurückschneiden im Frühjahr oder Sommer Bodenbearbeitung (ECORICE 2015)
Robinie (*Robinia pseudoacacia* L.)	Vermeiden des Verjüngungsschnitts (Radtke et al. 2013) Alterung des Niederwalds (Motta et al. 2009) Fördern heimischer Arten Umwandlung von Nieder- in Hochwald Freistellen einer großen Anzahl von Überhältern in Niederwäldern (Radtke et al. 2013) Drill-and-Fill-Methode (in Bäume werden Löcher gebohrt und mit Herbizid gefüllt) (Michigan Department of Natural Resources 2012) Vermeiden von Kahlschlag und Lichtungen (Terwei et al. 2013) Ringelung (Maetzke 2005) Schutzgürtel aus heimischen Bäumen (Giambastiani et al. 2005) Einzelbaum- oder Gruppenselektion (Annighöfer et al. 2015) Kappen (Maltoni et al. 2012)

Prävention: In den Anfangsphasen kann die Invasion durch eine ungleichaltrige, vielschichtige Waldstruktur mit hohem, dauerhaftem Überschirmungsgrad verlangsamt und zurückgedrängt werden.

Die Förderung des Wachstums und der Kronenausweitung heimischer Arten, insbesondere wenn es sich um schnellwüchsige Arten handelt, hilft, der Invasion der meisten eingeführten Baumarten entgegenzuwirken, da diese lichtbedürftig sind und ihr Wachstum im Schatten begrenzt ist (mit Ausnahme der Spätblühenden Traubenkirsche). Konkurrenzstarke heimische Arten können in Lücken, unter dem Schirm eingeführter Arten oder in dichten Schutzgürteln um Gebiete, die invadiert wurden, gepflanzt werden. In Frage kommen hier in Tieflandwäldern z. B. die schnellwüchsige, Wurzelbrut bildende Zitterpappel (*Populus tremula* L.), die Silberpappel (*Populus alba* L.) oder Weiden-Arten (*Salix* spp.). In Laubholzmischwäldern der höheren Lagen, die langsamer wachsende, aber schattentolerante Hainbuche (*Carpinus betulus* L.), sowie die Haselnuss (*Corylus avellana* L.) und Ahorn-Arten (*Acer* spp.). In Natura 2000- und anderen Gebieten mit hohem Schutzwert kann einer Invasion dadurch vorgebeugt werden, dass Lücken im Kronendach vermieden und die Verjüngung der heimischen Arten durch Unterpflanzung sichergestellt wird.

Bekämpfung: Die Beseitigung von Samenbäumen (Drill-and-Fill-Methode, Fällen oder Ringelung und ggf. nachfolgende chemische Baumstumpfbehandlung) und die Vermeidung großer Lücken sind wesentliche Maßnahmen, um die natürliche Verjüngung eingeführter Baumarten zu vermeiden.

Chemische Behandlungen können situationsabhängig eine sinnvolle Ergänzung waldbaulicher Maßnahmen darstellen. Bei der Drill-and-Fill-Methode wird ein in schrägem Winkel nach unten (Richtung Markröhre) verlaufendes Loch in einen Baum gebohrt, das anschließend mit Herbizid gefüllt wird. Je größer der Baum, desto mehr Löcher und Herbizid werden benötigt. Diese Methode ist allerdings teuer und kann deshalb nur bei einer begrenzten Anzahl von Stämmen angewandt werden.

Ringelung (Abb. 49) hat zu unterschiedlichen Ergebnissen geführt (z. B. 30–50 % der geringelten Bäume bildeten weiterhin Wurzeltriebe, Silva et al. 2014) und wird bei größeren Bäumen als effektiver angesehen. Bei dieser Methode muss ein breiter Streifen der Rinde ringförmig entfernt werden. Lokale Erfahrungen haben gezeigt, dass der Ring mindestens 15–20 cm breit sein sollte, damit diese Methode Wirkung zeigt. Durch die Beseitigung des Rings, insbesondere am Anfang der Vegetationsperiode, wird der Transport von Wasser und Metaboliten im Baum unterbrochen, wodurch zunächst das Wurzelwachstum und dann die Wasser- und Nährstoffaufnahme blockiert werden. Der Baum verwelkt und der Teil des Baums oberhalb des geringelten Bereichs stirbt ab. Jedoch kann der Baum bei dieser Methode im letzten Jahr, bevor er abstirbt, eine große Menge Saatgut erzeugen (Maetzke 2005). Die mechanische Behandlung zur Eindämmung der Verjüngung eingeführter Arten (z. B. Entwurzelung von Sämlingen und wiederholte mechanische Beseitigung von Wurzeltrieben) ist nur in Gebieten mit geringem Invasionsdruck durchführbar.

Kein Management in der letzten Invasionsphase: d. h. Verzicht auf Managementmaßnahmen, damit in Gebieten mit niedrigem Diasporendruck andere Baumarten in der Sukzession ohne sonstige Behandlung folgen können.

Abb. 49: Ringelung an einer Spätblühenden Traubenkirsche (Foto: Wisconsin Department of Natural Resources, veröffentlicht unter Creative Commons 2.0-Lizenz. https://www.flickr.com/photos/widnr/6588710907).

In stark invadierten Gebieten sind waldbauliche Maßnahmen unter Umständen wenig effektiv und kostenintensiver. Eine gangbare Lösung ist der Verzicht auf Managementmaßnahmen, d. h. man lässt die Invasionskohorte reifen und altern (vorausgesetzt, dass der Diasporendruck nicht hoch ist). Die nachfolgenden Bekämpfungsstrategien sind nur kleinflächig anwendbar und sollten stets durch die Anpflanzung heimischer Arten ergänzt werden:

1. **Samenbäume:** Fällen oder Ringelung, ggf. ergänzt durch chemische Behandlung (z. B. Drill-and-Fill-Methode, Stamminjektion oder Spritzen des Baumstumpfs).

2. **Ein- bis zweijährige Triebe:** mechanische Beseitigung oder Zurückschneiden, was während der Vegetationsperiode so oft wie nötig wiederholt wird, um die Kohlenhydratreserven in Stumpf und Wurzeln aufzubrauchen. Der beste Zeitpunkt für die Anwendung dieser Methode ist im Frühjahr oder Sommer, wenn die Reserven in den Trieben konzentriert sind.

3. **Sämlinge (< 2 m Höhe):** Entwurzelung (manuell oder mechanisch) oder chemische Behandlung; dichte Verjüngungsbestände können durch Hacken oder Mastizieren des Bodens beseitigt werden, jedoch nur bei Arten, die keine Wurzelbrut bilden (z. B. Roteiche, Tab. 20).

4. **Stangenholz oder Niederwald:** Verkürzung der Umtriebszeit, d. h. 5–15 Jahre oder vor Eintritt der Geschlechtsreife (Abb. 50), gefolgt von 1) oder 2) zur Hemmung von Baumstümpfen und Trieben.

Abb. 50: Abundanz des Götterbaums (a) und der Robinie (b) im Kronendach (in Klassen) je Waldkategorie und Altersklasse, Häufigkeit der Fälle an 113 Standorten im oberen Etschtal in Südtirol, Norditalien (verändert nach Radtke et al. 2013).

In stark invadierten Natura 2000-Gebieten könnte die Eliminierung in kleinem Maßstab durch Beseitigung aller Einzelbäume (mit möglichst vielen Wurzeln), Bodenbearbeitung, Pflanzung und Saat einer Mischung aus heimischen Krautpflanzen, Sträuchern und Bäumen sowie einer intensiven Bestandespflege über einen Zeitraum von 5 Jahren erreicht werden. Eine langsamere, aber umfassendere Bekämpfungsmaßnahme ist die Einzelbaum-Durchforstung, die mit der Unterpflanzung von z. B. Pappeln (*Populus* spp.) oder schattentoleranten Arten, aber auch mit der mechanischen Bekämpfung der natürlichen Verjüngung kombiniert wird. Wenn sich die Beseitigung invasiver Arten als unmöglich oder zu teuer erweist, könnte ein neues Ökosystem entstehen und wegen der eventuell bereitgestellten Ökosystemleistungen bewirtschaftet werden. Dies könnte als potenzielle Integrationsphase bezeichnet werden (siehe Exkurs 17: Forstliche Bewirtschaftung der Robinie).

Artenspezifische Strategien basierend auf den Erfahrungen in Norditalien – Robinie

Die Robinie ist eine sehr lichtbedürftige Art (Huntley 1990). Störungen wie beispielsweise Kahlschlag können zu Wurzeltriebbildung an den Baumstümpfen der Robinie oder zur Keimung von Samenbanken im Boden führen (die Samen der Robinie sind in Wäldern besonders langlebig). Die Verdrängung heimischer gemäßigter Wälder durch die Robinie ist normalerweise mit Fällen, Kahlschlag, Niederwaldwirtschaft, Baumsterben oder sonstigen Störungen verbunden (Motta et al. 2009).

Jedoch ist die Robinie in Wäldern mit geschlossenem Kronendach sowie in Habitaten auf frischen und nährstoffreichen Böden am wenigsten konkurrenzfähig (Sitzia et al. 2012). Obwohl sie zur Veränderung natürlicher Ökosysteme in der Lage ist, kann eine Invasion daher durch waldbauliche Methoden wirksam eingedämmt werden. Aus 33 EU-LIFE-Projekten, die zwischen 1997 und 2014 in robiniendominierten Beständen durchgeführt wurden, erbrachten folgende allgemeine Erkenntnisse (Silva et al. 2014):

- Eine mechanische Bekämpfung gestaltet sich schwierig und kostenintensiv. Durch einfaches Zurückschneiden der oberirdischen Teile wird der Stockausschlag

verstärkt. Schneiden oder Abbrennen führen in der Regel zu einer Zunahme der Wurzel- und Stockausschläge, sodass hiervon abzuraten ist, außer wenn die Behandlung wiederholt durchgeführt wird. Diese Behandlungsoption ist jedoch kostenintensiv und die betreffenden Standorte werden häufig nur einmal behandelt – unter der Annahme, dass das Invasionsproblem damit gelöst ist. Bei all diesen Maßnahmen sind aber eigentlich Nachbehandlungen erforderlich.

- Das Zurückschneiden kombiniert mit chemischer Bekämpfung waren oft äußerst effektiv (Riparia-Ter LIFE08 NAT/E/000072 und Proyecto Estany LIFE08 NAT/E/000078). Die Anwendung von Herbiziden an lebenden, stehenden Jungbäumen hat sich am erfolgreichsten erwiesen. Allerdings können nach einer chemischen Behandlung Stockausschläge auftreten, sodass in der Regel eine Nachbehandlung notwendig ist.
- Das Zurückschneiden und die Beweidung mit Ziegen oder Schafen war in einigen Projekten ebenfalls ein wirksames Mittel (GrassHabit LIFE05 NAT/H/000117 und HUNVIPURS LIFE04 NAT/ HU/000116). In North Carolina (USA) starben beispielsweise alle Robinien ab, nachdem sie vier Jahre in Folge mit Rindern und Hausziegen beweidet worden waren (Michigan Department of Natural Resources 2012). Es gibt Hinweise, dass die Ziege geeigneter ist zu Bekämpfungszwecken (Stone 2009). Da die Robinie für Rinder toxisch ist, ist hier Vorsicht geboten.

Exkurs 17: Forstliche Bewirtschaftung der Robinie

Die Robinie ist in Norditalien weit verbreitet (wo sie 233 000 ha bedeckt, was landesweit 2,3 % der Wälder, in einigen Regionen, z. B. Piemont, jedoch bis zu 11 % ausmacht) und stellt eine potenziell wichtige Holz- und Energiequelle dar.

In stark invadierten Beständen, in denen kein Ökosystem gefährdet ist, kann die Bewirtschaftung auf die Holzproduktion (unter Verwendung von Niederwald und/oder Hochwald mit langen Umtriebszeiten) ausgerichtet sein. Dies gilt insbesondere für robiniendominierte Bestände, bei denen das jährliche Wachstum mehr als 12 m^3/ha betragen kann (Terzuolo und Canavesio 2010).

Zu anderen potenziellen Verwendungszwecken zählen Biomasse, Stangenholz für die Landwirtschaft und Hangsicherungsmaßnahmen sowie Honigproduktion (mit einem Ertrag von mehr als 400 kg/ha in 10–20 Jahre alten Wäldern). Selbst Naturschutzziele lassen sich z. B. durch die Bewirtschaftung linearer Formationen und Auengürtel als ökologische Korridore (Niederwald mit 6–10 Jahren Umtriebszeit) oder von Tieflandbeständen als Vogelnistgebiete (Niederwald mit 15–20 Jahren Umtriebszeit und Freistellung von 200 Reservebäumen pro Hektar) erreichen. In invadierten Beständen, die seit 40 Jahren keine Behandlung erfahren haben und in denen die Strauchschicht aus Schwarzem Holunder (*Sambucus nigra* L.) und Haselnuss gut entwickelt ist (1500 Stämme/ha), gelten solche Standorte wegen der Lichtabschirmung durch die Robinie als ideal geeignet, z. B. für die Nahrungssuche von Vögeln (Pividori und Grieco 2003). Sträucher können dort auch die Ansiedlung und Entwicklung schattentoleranterer krautiger Arten begünstigen, die ansonsten nicht in Robinienbeständen anzutreffen sind.

Angesichts der von der Robinie gebotenen Möglichkeiten sowie der Tatsache, dass sie relativ leicht zu bekämpfen ist, müssen die Bewirtschaftungsstrategien, die sich nicht unbedingt widersprechen, entsprechend den spezifischen Zielen wie Ressourcennutzung, Habitatschutz oder lokale Beseitigungsvorgaben, unterschieden werden.

Zur Verhinderung einer Invasion können die Randgebiete heimischer Wälder sowie die Ränder von Lichtungen in der Nähe von Robinienbeständen mit heimischen Arten bepflanzt und durch Bewässerung und Mähen gepflegt werden, um ‚Schutzgürtel' mit einer Breite von mindestens 20 m zu schaffen (Giambastiani et al. 2005). Das Kronendach dieser Waldbestände erschwert es der lichtbedürftigen Robinie, sich natürlich zu verjüngen und zu etablieren.

Die Einstellung sämtlicher Managementmaßnahmen ist unter Umständen die wirksamste Strategie, um die Robinie zurückzudrängen und die Erholung der lokalen Baumarten zu fördern. Die Überwachung der Bestandsdynamik in invadierten Wäldern in Norditalien hat gezeigt, dass die relative Bestandsgrundfläche der Robinie – ohne Behandlung – von 100 % auf nur noch 28 % gesunken ist (Abb. 51) (Pividori und Grieco 2003). Wenn in invadierten Wäldern andere Arten vorkommen und sich verbreiten, kann der Verzicht auf den Schnitt im Vergleich zu einer aktiven Beseitigung der Robinie wirksamer und kostengünstiger sein. Ohne Managementmaßnahmen drohen allerdings eine mechanische Instabilität der Bäume, insbesondere bei starker Lichtkonkurrenz, sowie eine Verringerung des Bodenschutzes.

Abb. 51: Grundfläche der Robinie und der heimischen Arten in einer Zeitreihe invadierter Niederwälder im Piemont, Italien (verändert nach Pividori und Grieco 2003).

In Gebieten, die für die Biodiversität (z. B. Naturparks) oder zu Erholungszwecken besonders bedeutsam sind, können Bekämpfungsmaßnahmen lokal unterstützt werden, indem eine unregelmäßige Durchforstung oder selektive Eingriffe zur Förderung heimischer Arten vorgenommen und der Wald in eine ungleichaltrige Dauerbestandsstruktur umgewandelt wird, wobei gleichzeitig schattentolerante Arten unterpflanzt werden (Terzuolo und Canavesio 2010). Große Lichtungen sollten vermieden oder mit schnellwüchsigen, heimischen Arten wie z. B. Europäische Hopfenbuche (*Ostrya carpinifolia* Scop.), Haselnuss, Ahornen, Schwarzpappel (*Populus nigra* L.) und Silberpappel bepflanzt werden. Samenbäume am Rand von Lichtungen können mechanisch (Schneiden/Ringelung) und/oder chemisch (falls zulässig) behandelt werden.

In robiniendominierten Niederwaldbeständen kann durch den Kahlschlag der Robinie ihre vegetative Verjüngung verstärkt werden. Es ist zu beachten, dass vegetative

Abkömmlinge schattentoleranter sind als die Sämlinge der Robinie (Knapp und Canham 2000). Ihr Wachstum lässt sich hemmen, indem Kahlschlag vermieden und die Lichtverfügbarkeit durch Umwandlung in einen Hochwald verringert wird. Hierzu werden nach 20 und 30 Jahren zwei bis drei Durchforstungen durchgeführt. Die zweite Möglichkeit wäre, die Umtriebszeit so weit wie möglich zu verlängern und dann eine große Anzahl von Überhältern auf der Schlagfläche zu belassen (Radtke et al. 2013). In gemischten Niederwäldern oder gemischten Nieder- und Hochwaldbeständen sollte die Robinie 0–10 Jahre vor der Auflichtung des Kronendachs des Hauptbestandes aus heimischen Arten zurückgeschnitten werden, um das Invasionspotenzial zu begrenzen, wobei ein Teil des von den heimischen Arten gebildeten Schirms erhalten wird. Eine sehr effektive Methode zur Verringerung des Robinien-Anteils besteht in der Erhaltung der Vegetationsbedeckung, insbesondere dann, wenn solche Managementmaßnahmen zum Schutz vor Hangrutschungen und Bergstürzen (z. B. an Berghängen) Priorität haben (Jancke et al. 2009). Da der Stockausschlag durch Auxine reguliert wird, lässt sich durch den Schnitt im Juni die Anzahl der vegetativen Triebe am wirksamsten reduzieren, da die Auxine in den Trieben hochkonzentriert vorkommen und die Kohlenhydratreserven in den Wurzeln am geringsten sind (Sterrett und Chappell 1967). Eine wirksame Bekämpfungsmethode ist das Kappen in einer Höhe von 2,5–3 m. Dadurch werden die Kronendynamik und die Wurzeltriebproduktion reduziert (Maltoni et al. 2012).

Ferner muss die Wachstumsrate bestimmter heimischer Baumarten sorgfältig bedacht werden. Die Edelkastanie (*Castanea sativa* Mill.) kann nach dem Verjüngungsschnitt ein rascheres Wachstum entwickeln, während bei Eichenarten, die in der Regel wesentlich langsamer wachsen, klassisch durchforstet werden sollte. Vor den Fällungsmanßnahmen sollte möglichst ein dominanter Eichenschirm vorhanden sein (z. B. bei der Umwandlung in einen Hochwald) und die Robinie vor der Durchforstung der Eiche zurückgeschnitten werden. In Anbetracht der Tatsache, dass die Unterpflanzung mit heimischen Arten eine nützliche Methode ist, sollte der Zeitabstand zwischen aufeinanderfolgenden Eingriffen verlängert werden. In mediterranen Gebieten wachsen Steineiche (*Quercus ilex* L.) und Kiefernarten (*Pinus* spp.) gewöhnlich schnell, wobei sich die Robinie mit Letzteren aufgrund der starken Schattenbildung und der Schaffung einer konkurrenzstarken Strauchschicht besonders wirksam bekämpfen lässt (Maltoni et al. 2012).

Artenspezifische Strategien basierend auf den Erfahrungen in Norditalien – Götterbaum

Der Götterbaum ist in Norditalien allgegenwärtig (siehe Kapitel 5.7.) und vom Tiefland bis zur montanen Stufe, vorzugsweise an wärmeren Standorten, etabliert. Der Götterbaum toleriert trockene und salzhaltige Böden, wächst allerdings an zeitweise überfluteten Standorten nicht gut. Obwohl diese Art sehr schnell wachsen kann (bis zu 4 m pro Jahr), ist sie nicht besonders lichtbedürftig und kann sich daher selbst in kleinen Lücken unter einem geschlossenen Kronendach etablieren. Die Samenproduktion beginnt ab einem Baumalter von 3–5 Jahren und ist jedes Jahr relativ abundant. Stockausschläge werden durch allelopathische Wurzelausscheidungen des Mutterbaums zusätzlich gefördert.

Zu den vorgeschlagenen Bekämpfungsstrategien zählt u. a. die manuelle Beseitigung von Einzelbäumen in den frühen Entwicklungsphasen. Diese Strategie empfiehlt sich bei weniger stark invadierten Gebieten, wenn die heimische Vegetation den Invasor noch verdrängen kann. Die Ringelung gilt als effektiver, wenn sie im Frühjahr an ausgewachsenen Bäumen angewendet und mit Abraumbeseitigung oder Abbrennen kombiniert wird (Exkurs 18).

Durch kontrolliertes Brennen lässt sich die Konkurrenzfähigkeit des Götterbaums gegenüber den feuerbeständigeren heimischen Arten verringern (Rebbeck et al. 2014). Biologische Methoden wie z. B. Beweidung, natürliche Konkurrenten oder Feinde oder Verstärkung des Konkurrenzkampfs mit heimischen Arten sind im Allgemeinen unwirksam, da der Götterbaum gegenüber Parasiten resistent ist, sein Blattwerk wenig schmackhaft ist und er seine Konkurrenz schnell überholen kann. In invadierten Auenwäldern im Natura-2000-Gebiet (Habitat 91E0) wurden Bekämpfungsmaßnahmen erfolgreich mit der Pflanzung und Bestandespflege von „Schutzgürteln" aus heimischen Baumarten und Strauchvegetation (Abb. 52) um Invasionszellen herum kombiniert, um so eine weitere Verbreitung zu verhindern (ECORICE 2015).

Die Erfahrungen, wie dem Götterbaum waldbaulich zu begegnen ist, sind noch relativ begrenzt, wobei sich bisher die meisten Maßnahmen als nur teilweise wirksam erwiesen haben. Zum gegenwärtigen Zeitpunkt können daher lediglich die Prävention der Verbreitung in nicht invadierten Gebieten und die Überwachung der Invasion unter einem geschlossenen Kronendach als erfahrungsbasierte Empfehlungen genannt werden.

Abb. 52: Schutzgürtel aus Sträuchern und Bäumen, um die Verbreitung eingeführter Baumarten in Flussökosystemen zu verhindern (a); Schutzgürtel aus Bäumen in Piovera (Alessandria, Italien) entlang des Flusses Po (b).

Exkurs 18: Abraumbeseitigung als Maßnahme zur Bekämpfung eingeführter Baumarten

Die Abraumbeseitigung ist ein komplexer und sensibler Teil des Schneid- und Mähprozesses, mit dem die Verbreitung eingeführter und invasiver Baumarten eingedämmt werden soll. Vegetative Teile, Früchte oder Samen eingeführter Baumarten können, wenn sie nicht ordnungsgemäß entsorgt werden, in nicht invadierte Gebiete transportiert werden und eine künftige Besiedelung begünstigen (Abb. 53).

Abraum kann vor Ort oder in Holzwerken gesammelt und verbrannt werden, sofern sämtliche Vorschriften über Brandschutz und Rauchemissionen genau beachtet werden (LIFE09 NAT/IT/000118 2015). Das Verbrennen des entsorgten Abraums gilt als sicherste Methode, um die vegetativen Teile, Früchte oder Samen eingeführter und invasiver Baumarten zu vernichten. Die Entsorgung in Deponien ist unbedingt zu vermeiden, da die Abfälle nicht immer ordnungsgemäß versiegelt werden und die Samen oder vegetativen Teile durch den Wind in den umgebenden Gebieten verbreitet werden können.

Sonstige Methoden umfassen z. B. anaerobe Vergärung und Kompostierung (nicht für den Götterbaum), wobei diese in zugelassenen Industriebetrieben unter Einhaltung der einschlägigen Vorschriften durchgeführt werden müssen (z. B. Ministerialdekret vom 5. Februar 1998 in Italien). In einem solchen Fall muss die aerobe Umwandlung gewährleistet sein, d. h. die thermophile Vergärung muss stattfinden (55°C muss mehr als 72 Stunden gehalten werden). Durch diesen Prozess wird die organische Masse stabilisiert und die Samen und vegetativen Teile der invasiven Pflanzen werden vollständig zersetzt. Bei der vorübergehenden Lagerung sowie beim Transport muss eine versehentliche Verbreitung des Abraums vermieden werden.

Abb. 53: Neu ausschlagender Götterbaum nach Anwendung von Herbizid (Foto: veröffentlicht unter der Creative Commons Attribution-Share Alike 4.0 International-Lizenz. https://de.wikipedia.org/wiki/File:Tree_of_Heaven_Re-sprouting.jpg).

Artenspezifische Strategien basierend auf den Erfahrungen in Norditalien – Roteiche

Die Roteiche gedeiht an sauren Standorten und toleriert verdichtete und jahreszeitlich überflutete Böden. Auf Lehm- und Kalkböden sowie an trockeneren Standorten wächst sie allerdings nicht gut. Ihre Sämlinge sind relativ schattentolerant und können sich unter einem geschlossenen Kronendach etablieren. Die Eicheln der Roteiche werden in Mastjahren, die ab dem Alter von ungefähr 25 Jahren alle 3–5 Jahre auftreten, produziert, wobei die Lebensfähigkeit der Samen zwischen 25 und 50 Jahren liegt.

Die natürliche Verjüngung der Roteiche ist in der Nähe der Mutterbäume stärker, da sich dort größere Streumengen ansammeln, was die Erhaltung und Keimung der Eicheln begünstigt (Garcia et al. 2002). Die dicke Streuschicht aus welken Blättern schützt die Eicheln vor Wettereinflüssen, und hemmt die Verjüngung anderer Baumarten. Die natürliche Verjüngung der Roteiche wird durch eine Überschirmung aus Baumarten mit besonders dichtem Kronendach wie z. B. der Hainbuche behindert. Zu den Wäldern, die am stärksten von einer Invasion der Roteiche bedroht sind, zählen Tieflandwälder aus Eichen und Hainbuchen der planaren und kollinen Stufe im Landesinneren (EU Habitat 9160), Kastanienwälder sowie Auenmischwälder aus Erlen- (*Alnus* spp.) und Weidenarten.

Durch wiederholtes und häufiges Zurückschneiden im Frühjahr oder Sommer (mindestens 1–2 Schnitte pro Jahr) kann der Stumpf ausgelaugt werden. Die Wahrscheinlichkeit eines vegetativen Wachstums aus dem Stumpf steigt mit der Baumgröße bis zum Alter von 60 Jahren. Die Fähigkeit zum Stockausschlag ist im Alter von 80 Jahren um die Hälfte reduziert. Diese Maßnahmen können durch Bodenbearbeitung und Unterpflanzung mit schnell wachsenden heimischen Arten wie z. B. Zitterpappel oder Birke (*Betula pendula* Roth) (ECORICE 2015) oder durch Aussaat solcher Arten unterstützt werden. Anhand dieser Erfahrungen lassen sich wiederholtes Zurückschneiden und Unterpflanzung empfehlen, um eine natürliche Verjüngung aus Samen zu verhindern und die vegetative Regenerationsfähigkeit der Roteiche schrittweise zu dezimieren.

Artenspezifische Strategien basierend auf den Erfahrungen in Norditalien – Spätblühende Traubenkirsche

Die Spätblühende Traubenkirsche besitzt eine hohe Trockenheitsresistenz. In Italien wächst diese Art nicht besonders gut auf staunassen oder kalkreichen Böden. Sie ist sehr schattentolerant und ihre Sämlinge können relativ lange im Halbschatten überleben. Nach Freistellung in einer störungsinduzierten Lücke wachsen sie schnell in das Kronendach und produzieren große Samenmengen.

In gestörten Gebieten mit geringem Diasporendruck kann die Keimung und Etablierung der Spätblühenden Traubenkirsche durch Dornensträucher (*Rubus* spp.) gehemmt werden. In einem solchen Fall sterben die auf diese Weise gehemmten Sämlinge zwar ab, jedoch können aus Wurzeln und Stümpfen neue Triebe wachsen. Das Ausbleiben von Störungen führt häufig zu einer zahlenmäßigen Verringerung der Einzelbäume während des Sukzessionsprozesses.

Waldbauliche Bekämpfungsmaßnahmen erwiesen sich aufgrund der hohen Schattentoleranz der Spätblühenden Traubenkirsche sowie ihrer Fähigkeit, sich vegetativ oder aus

Samen fortzupflanzen, als wirkungslos. Die Spätblühende Traubenkirsche ist schwierig zu bekämpfen. Im Parco del Ticino in Norditalien hat sie sich z. B. auf 514 ha erfolgreich verbreitet. Obwohl in dem gesamten Gebiet über einen Zeitraum von über 10 Jahren verschiedene Behandlungsmaßnahmen durchgeführt wurden (z. B. vollständige Stammbeseitigung, wiederholtes Mähen, gleichzeitige Umwandlung heimischer Niederwälder in Hochwälder und Anpflanzung heimischer Arten, was Kosten in Höhe von 830 000 € verursachte), trat die Art innerhalb weniger Jahre erneut auf (Caronni 2009). Angesichts der Erfahrungen im Parco del Ticino empfiehlt es sich daher, alle Beseitigungsmaßnahmen auf die Randbereiche des invadierten Gebiets zu konzentrieren. Die folgenden Managementmaßnahmen können ebenfalls im Hinblick auf die Beseitigung der Spätblühenden Traubenkirsche in Betracht gezogen werden: z. B. Umwandlung von Nieder- in Hochwald, vollständige Beseitigung ausgewachsener Bäume, Erhaltung eines geschlossenen Kronendachs, Mähen der Wurzeltriebe (wiederholt über einen Zeitraum von 3–5 Jahren), Anwendung von Herbizid (Triclopyr) und Unterpflanzung mit schattentoleranten heimischen Arten.

Das Schlagen der Stämme der Spätblühenden Traubenkirsche hat sich als ineffektiv herausgestellt, nachdem sich in Italien gezeigt hat, dass alle gefällten Bäume erneut ausschlugen. In stark invadierten Beständen sollten Störungen, durch die die Samenbank im Boden aktiviert werden könnte, auf ein Minimum beschränkt werden (Skowronek et al. 2014). Ein kürzlich entwickeltes Simulationsmodell, das auf der Entwicklung der Durchmesserklassen relativ zur Zeit basiert, deutet darauf hin, dass das Fällen der größten Bäume ein wirksames Mittel zur Zurückdrängung der Spätblühenden Traubenkirsche sein und den Landbesitzern positive Erträge bescheren könnte. Andererseits sollte eine intensive Ernte vermieden werden, da dies zu einem erheblichen Abbau der Nährstoffe im Boden führen und Lücken im Kronendach verursachen könnte, was den Pioniereigenschaften der Spätblühenden Traubenkirsche dienlich wäre (Annighöfer et al. 2015).

Die Regulierung von Bestandsdichte, Saatbeet und Mikroklima mithilfe spezifischer waldbaulicher Maßnahmen kann ein effektives Mittel sein, um die Verbreitung bestimmter invasiver Baumarten ohne negative Auswirkungen auf die Umwelt zu verhindern oder zu mindern.

Zur Wahl einer geeigneten Managementstrategie, um Invasionen eingeführter Arten zu bekämpfen, gehört eine Vielzahl von Maßnahmen in Abhängigkeit von den Merkmalen der jeweiligen invasiven Art, der Invasionsphase sowie den Standort- und Umgebungsbedingungen (Simberloff 2014). Dies erfordert eine systematische Bewertung der Effizienz solcher Methoden in den verschiedenen Regionen und Ökosystemen. Darüber hinaus können geeignete waldbauliche Maßnahmen, die bei heimischen Waldhabitaten angewendet werden, zur Erhaltung oder Verbesserung ihrer Invasionsresistenz beitragen. In allen Fällen werden die wirkungsvollsten Ergebnisse erzielt, wenn geeignete Präventions- und Beseitigungsmaßnahmen mit kontinuierlichem Monitoring und Sensibilisierungskampagnen kombiniert werden.

Literaturverzeichnis

Annighöfer, P.E., Kawaletz, H.E., Terwei A.N., Mölder, I.N., Zerbe, S. und Ammer, C. 2015. *Managing an invasive tree species—silvicultural recommendations for black cherry (Prunus serotina Ehrh). Forstarchiv. 86(5): 139–152.*

Annighöfer, P.E., Schall, P., Kawaletz, H., Mölder, I., Terwei, A., Zerbe, S. und Ammer, C. 2012. *Vegetative growth response of black cherry (Prunus serotina) to different mechanical control methods in a biosphere reserve. Canadian Journal of Forest Research. 42(12): 2037–2051. doi:10.1139/cjfr-2012-0257*

Caronni, F.E. 2009. *Il caso del ciliegio tardivo (Prunus serotina Ehrh.) al Parco lombardo della Valle del Ticino. In: Galasso, G., Chiozzi, G., Azuma, M., und Banfi, E. (Hrsg.). Convegno "Le specie alloctone in Italia: censimenti, invasività e piani di azione". Memorie della Società Italiana di Scienze Naturali e del Museo Civico di Storia Naturale di Milano. S. 37–38.*

Celesti-Grapow, L. und Blasi, C. 2004. *The role of alien and native weeds in the deterioration of archaeological remains in Italy. Weed Technology. 18: 1508–1513. doi:10.1614/0890-037X(2004)018[1508:TROAAN]2.0.CO;2*

Celesti-Grapow, L., Alessandrini, A., Arrigoni, P.V., Banfi, E., Bernardo, L., Bovio, M., Brundu, G., Cagiotti, M.R., Camarda, I., Carli, E. und Conti, F. 2009. *Inventory of the non-native flora of Italy. Plant Biosystems .143(2): 386–430. doi:10.1080/11263500902722824*

Cierjacks, A., Kowarik, I., Joshi, J., Hempel, S., Ristow, M., von der Lippe M. und Weber, E. 2013. *Biological flora of the British Isles: Robinia pseudoacacia. Journal of Ecology. 101:1623–1640. doi:10.1111/1365-2745.12162*

ECORICE 2015. *LIFE 09/NAT/IT/000093 [The ECORICE Project] Layman's report. http://www.ecorice.it/public/20141103122651_s%20report.pdf [Zugriff Februar 2016].*

García, D., Bañuelos, M.J. und Houle, G. 2002. *Differential effects of acorn burial and litter cover on Quercus rubra recruitment at the limit of its range in eastern North America. Canadian Journal of Botany. 80(10): 1115–1120. doi:10.1139/b02-102*

Giambastiani, M., Maltoni, A., Occhipinti, F. und Tani, A. 2005. *Studio sulla diffusione della robinia nelle formazioni cedue di castagno di bassa quota in provincia di Lucca: il caso della Val Pedogna. Atti dell'Istituto per la Documentazione sul Castagno e la Ricerca Forestale. Tipografia Tommasi, Lucca.*

Huntley, J.C. 1990. *Robinia pseudoacacia L. In: Burns, R.M. und Honkala, B.H. (Hrsg.). Silvics of North America: Volume 2. Hardwoods. Agriculture Handbook 654. USDA Forest Service, Washington DC. S. 755–761.*

Jancke, O., Dorren, L.K.A., Berger, F., Fuhr, M. und Kohl, M. 2009. *Implications of coppice stand characteristics on the rockfall protection function. Forest Ecology and Management. 259: 124–131. doi:10.1016/j.foreco.2009.10.003*

Knapp, L.B. und Canham, C.D. 2000. *Invasion of an old-growth forest in New York by Ailanthus altissima: sapling growth and recruitment in canopy gaps. Journal of the Torrey Botanical Society. 127: 307–315. doi:10.2307/3088649*

Kowarik, I. 2003. *Human agency in biological invasions: secondary releases foster naturalisation and population expansion of alien plant species. Biological Invasions. 5(4): 293–312. doi:10.1023/B:BINV.0000005574.15074.66*

LIFE09 NAT/IT/000118. 2015. *Final Report Covering the project activities from 15/01/2011 to 30/06/2015. LIFE RI.CO.PR.I. Ripristino e Conservazione delle Praterie aride dell'Italia centro-meridionale. Città Metropolitana di Roma Capitale, Roma.*

von der Lippe, M. und Kowarik, I. 2008. *Do cities export biodiversity? Traffic as dispersal vector across urban–rural gradients. Diversity and Distributions. 14, 18–25. doi:10.1111/j.1472-4642.2007.00401.x*

Maetzke, F. 2005. *Il problema del controllo delle specie forestali invasive: alcune osservazioni condotte su ailanto e robinia, alcune proposte. In: Accademia Italiana di Scienze Forestali (ed.). Foreste Ricerca Cultura: scritti in onore di Orazio Ciancio. Accademia Italiana di Scienze Forestali, Firenze. S. 339–354.*

Maltoni, A., Mariotti, B. und Tani, A. 2012. *La robinia in Toscana: La gestione dei popolamenti, l'impiego in impianti specializzati, il controllo della diffusione. Regione Toscana, Firenze.*

Michigan Department of Natural Resources. 2012. *Black locust – Robinia pseudoacacia. http://mnfi.anr.msu.edu/invasive-species/BlackLocustBCP.pdf [Zugriff Februar 2016].*

Motta, R., Nola, P. und Berretti, R. 2009. *The rise and fall of the black locust (Robinia pseudoacacia L.) in the "Siro Negri" Forest Reserve (Lombardy, Italy): lessons learned and future uncertainties. Annals of Forest Science. 66: 410. doi:10.1051/forest/2009012*

Pividori, M. und Grieco, C. 2003. *Evoluzione strutturale di popolamenti cedui di robinia (Robinia pseudoacacia L.) nel Canavese (Torino – Italia). Schweizerische Zeitschrift Für Forstwesen. 154: 1–7. doi:10.3188/szf.2003.0001*

Radtke, A., Ambraß, S., Zerbe, S., Tonona, G., Fontanac, V. und Ammer, C. 2013. *Traditional coppice forest management drives the invasion of Ailanthus altissima and Robinia pseudoacacia into deciduous forests. Forest Ecology and Management. 291: 308–317. doi:10.1016/j.foreco.2012.11.022*

Rebbeck, J., Hutchinson, T., Iverson, L., Peters, M., Yaussy, D., Bowden, M., Guess, G., Kloss, A. und Waldrop, T.A. 2014. *Ailanthus and prescribed fire: is it a volatile combination? In: Waldrop, T. A. (Hrsg.). Proceedings: wildland fire in the Appalachians: discussions among managers and scientists. General Technical Report SRS-GTR-199. USDA Forest Service, Southern Research Station, Asheville, NC. S. 48–52.*

Silva, J.P., Sopeña, A. und Silva, J. 2014. *LIFE and invasive alien species. Publications Office of the European Union, Luxembourg. doi:10.2779/14722*

Simberloff, D. 2014. *Biological invasions: what's worth fighting and what can be won? Ecological Engineering. 65:112–121. doi:10.1016/j.ecoleng.2013.08.004*

Sitzia, T., Campagnaro, T., Kowarik, I. und Trentanovi, G. 2016. *Using forest management to control invasive alien species: helping implement the new European regulation on invasive alien species. Biological Invasions. 18(1): 1–7. doi:10.1007/s10530-015-0999-8*

Sitzia, T., Campagnaro, T., Dainese, M. und Cierjacks, A. 2012. *Plant species diversity in alien black locust stands: A paired comparison with native stands across a north-Mediterranean range expansion. Forest Ecology and Management. 285: 85–91. doi:10.1016/j.foreco.2012.08.016*

Skowronek, S., Terwei, A., Zerbe, S., Mölder, I., Annighöfer, P., Kawaletz, H., Ammer, C. und Heilmeier, H. 2014. *Regeneration potential of floodplain forests under the influence of nonnative tree species: soil seed bank analysis in Northern Italy. Restoration Ecology. 22(1): 22–30. doi:10.1111/rec.12027*

Starfinger, U., Kowarik, I., Rode, M., Schepker, H. 2003. *From desirable ornamental plant to pest to accepted addition to the flora? The perception of an alien tree species through the centuries. Biological Invasions. 5: 323–335. doi:10.1023/B:BINV.0000005573.14800.07*

Sterrett, J.P. und Chappell W.E. 1967. *The effect of auxin on suckering black locust. Weed Science 15: 323–326. doi:10.2307/4040999*

Stone, K.R. 2009. *Robinia pseudoacacia. Fire Effects Information System. http://www.fs.fed.us/database/feis/plants/tree/robpse/all.html [Zugriff Februar 2016].*

Terwei, A., Zerbe, S., Zeileis, A., Annighöfer, P., Kawaletz, H., Mölder, I. und Ammer, C. 2013. *Which are the factors controlling tree seedling establishment in North Italian floodplain forests invaded by non-native tree species? Forest Ecology and Management. 304: 192–203. doi:10.1016/j.foreco.2013.05.003*

Terzuolo, P.G. und Canavesio, A. 2010. *Tecniche selvicolturali per la gestione dei robinieti. In: Proceedings of the "Incontro tecnico robinia: eradicarla o gestirla? Verso la valorizzazione di una specie preziosa per le foreste lombarde", 15 April 2010, Parco Regionale delle Groane, Solaro (MI). http://www.ersaf.lombardia.it/default.aspx?pgru=5&psez=209 [Zugriff Februar 2016].*

Exkurs III: Überblick über die Zertifizierung von eingeführten invasiven Baumarten

Marion Karmann, Owen Davies und Antonio Brunori

Der Umgang mit eingeführten, invasiven Baumarten hängt nicht nur von Umweltfaktoren ab, sondern auch von Wirtschaftsfaktoren und gesellschaftlicher Wahrnehmung. Waldzertifizierungssysteme, die ökologische, ökonomische und gesellschaftliche Interessen vereinen, spielen daher eine wichtige Rolle bei der Festlegung von Managementmaßnahmen für solche Arten. Invasive Arten stellen für viele der Werte, die im Rahmen der Waldzertifizierung gefördert werden, eine Bedrohung dar, insbesondere für die Erhaltung der Biodiversität. Jedoch können eingeführte Arten bei der Bereitstellung von anderen – insbesondere wirtschaftlichen – Werten von Bedeutung sein. Daher ist es wahrscheinlich, dass Zertifizierungssysteme und entsprechende nationale Standards Auflagen zur Kontrolle neuer Einführungen sowie zum Umgang mit den Auswirkungen der bereits eingeführten und invasiven Arten enthalten.

Im Folgenden werden die Ansätze der beiden Zertifizierungssysteme, *Forest Stewardship Council* (FSC) und *Programme for the Endorsement of Forest Certification Schemes* (PEFC), beschrieben und Anforderungen nationaler Standards beispielhaft miteinander verglichen.

> *Die internationalen Grundlagen für die Zertifizierungsstandards und die Entwicklung nationaler Indikatoren weichen voneinander ab.*

Das PEFC setzt internationale Benchmarks für nachhaltige Waldbewirtschaftung (PEFC 2010) fest, auf deren Grundlage die nationalen Interessengruppen eigene nationale Standards mit offener Beteiligung interessierter Parteien in einem konsensgetriebenen Entscheidungsfindungsprozess entwickeln können.

FSC hingegen entwickelt, basierend auf einem breiten Konsens der Beteiligten, einen Katalog zusammengehöriger global anwendbarer Prinzipien und Kriterien und generische Indikatoren für die Waldbewirtschaftung (FSC 2015). Um die FSC-Kriterien im Rahmen der nationalen oder regionalen Waldzertifizierung zu operationalisieren, verhandeln die Stellvertreter der jeweiligen Sozial-, Wirtschafts- und Umweltkammern im Richtlinienausschuss und entscheiden über entsprechend angepasste Indikatoren (Karmann et al. 2016).

FSC in Deutschland

Da weniger als 4 % der Waldgebiete aus eingeführten Baumarten bestehen, ist die Forstwirtschaft in Deutschland nicht in hohem Maße auf solche Baumarten angewiesen, auch wenn die Gewöhnliche Douglasie (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) 1,7 % der Waldfläche in Deutschland ausmacht und lokal erhebliche finanzielle Erträge erbringt (BMVEL 2004). FSC Deutschland dehnt den Anspruch des globalen FSC-Prinzips 6 auf die Erhaltung und Verbesserung der Biodiversität aus und setzt auf naturnahe Forstwirtschaft. Nach dem nationalen Standard (FSC Deutschland 2012) müssen im Rahmen der Waldbewirtschaftung die Baumartenzusammensetzung, Struktur und Dynamik derer der natürlichen Wälder angeglichen werden, wobei weitestgehend natürliche Prozesse genutzt und Merkmale wie Alt- und Totholz berücksichtigt werden.

PEFC in Italien

Italien zählt zu den europäischen Ländern, die am stärksten von der Invasion eingeführter Arten betroffen sind, da es infolge des Handels und der Völkerwanderungen seit jeher im Mittelpunkt eines intensiven Austauschs und einer Kolonisierung nichtheimischer Biota stand (Blasi et al. 2007). Es wird geschätzt, dass ungefähr 2,7 % der italienischen Wälder von eingeführten Arten dominiert werden, wobei die Gewöhnliche Robinie (*Robinia pseudoacacia* L.) die am weitesten verbreitete Art ist (Rizzo und Gasperini 2011). Der nationale Standard (PEFC Italien 2015) umfasst spezifische Indikatoren in Bezug auf das Management eingeführter Baumarten und sieht vor, dass sie höchstens 30 % der bewaldeten Gesamtfläche des zertifizierten Waldes ausmachen. In dem Standard wird ferner festgelegt, dass die von eingeführten Arten dominierte Fläche während der Laufzeit des Managementplans um nicht mehr als 5 % wachsen darf.

FSC und PEFC im Vereinigten Königreich

Das Vereinigte Königreich fällt hier aus der Reihe, da es dort einen unabhängigen Standard zur Waldbewirtschaftung (UK Woodland Assurance Standard, UKWAS 2012) gibt, der sowohl von FSC als auch von PEFC anerkannt wurde. Eine über Jahrhunderte währende Abholzung hatte zu Beginn des 20. Jahrhunderts eine Waldbedeckung von nur noch 5 % zur Folge. Das gegenwärtige Niveau von 13 % wurde überwiegend durch die Anpflanzung von eingeführten Nadelbaumarten erreicht. Rund die Hälfte aller Wälder dort bestehen nun aus Nadelbäumen und die Hälfte dieser Fläche ist mit einer einzigen Art bewachsen, der Sitka-Fichte (*Picea sitchensis* (Bong.) Carr.) (Forestry Commission 2015). Im nationalen Standard des Vereinigten Königreichs wird die Wichtigkeit eingeführter Arten für die Forstindustrie ausdrücklich anerkannt. Eingeführte Baumarten sind von Einschränkungen in Bezug auf eingeführte Arten explizit ausgenommen. Zudem ist die bevorzugte Nutzung heimischer Arten auf neue und halbnatürliche Wälder begrenzt.

Die drei beschriebenen Zertifizierungsstandards (d. h. FSC Deutschland 2012, PEFC Italien 2015 und UKWAS 2012) weisen Unterschiede auf, welche die nationalen Gegebenheiten und Wahrnehmungen der Interessengruppen widerspiegeln.

Im Hinblick auf vorsätzliche Einführungen werden durch FSC Deutschland und PEFC Italien flächenbezogene Beschränkungen festgelegt, wobei im Falle Deutschlands weitere Beschränkungen in Gebieten mit hohem Schutzwert gelten. Im Vereinigten Königreich wird, außer in natürlichen und naturnahen Wäldern, die Einführung nichtheimischer Baumarten nicht eingeschränkt. Sonstige nichtheimische Pflanzen- und Tierarten dürfen nur eingeführt werden, wenn sie nicht als invasiv eingestuft sind.

In allen nationalen Standards wird eine Überwachung der Auswirkungen eingeführter Arten gefordert, obwohl diese Anforderungen in ihrer Spezifizität stark voneinander abweichen. In Bezug auf Maßnahmen zur Bekämpfung invasiver Arten sehen sowohl FSC Deutschland als auch PEFC Italien deutliche Beschränkungen der Bodenbearbeitung und des Einsatzes von Pestiziden vor, wobei Letztere nur für bestimmte phytosanitäre Zwecke erlaubt sind. FSC Deutschland schränkt ferner die Verwendung von biologischen Bekämpfungsmitteln ein. Im Vereinigten Königreich ist nach FSC und PEFC der Einsatz von Pestiziden und biologischen Bekämpfungsmitteln zwar mit Einschränkungen zulässig, aber es wird verlangt, dass die Wälder entsprechend konzipiert werden, um Auswirkungen invasiver Arten zu verringern, und dass invasive Arten zudem in Kooperation mit angrenzenden Forstverwaltungen bewirtschaftet werden.

Die Zertifizierungsstandards in den einzelnen Ländern weichen in Bezug auf ihren Bewirtschaftungsansatz für eingeführte und invasive Baumarten voneinander ab.

Obwohl die nationalen Standards von FSC Deutschland, PEFC Italien und FSC und PEFC im Vereinigten Königreich beispielsweise in Bezug auf die Überwachungsanforderungen zweifellos Ähnlichkeiten in der Behandlung eingeführter und invasiver Arten aufweisen, sind auch signifikante Unterschiede zu erkennen, die die nationalen Gegebenheiten und die Haltung der Interessengruppen widerspiegeln. Die für Deutschland und Italien geltenden Standards sind, generell gesehen, restriktiver als diejenigen für das Vereinigte Königreich, wo eingeführte Baumarten eine vorherrschende Rolle in der Forstindustrie spielen. Im Standard des Vereinigten Königreichs wird zudem der Einsatz von Pestiziden weniger stark eingeschränkt, sodass mehr Optionen für die Bekämpfung invasiver Arten zulässig sein dürften. Trotz der nationalen Unterschiede wird in allen Standards die Einführung nichtheimischer Arten eingeschränkt und die Überwachung der Auswirkungen invasiver Arten gefordert, sodass gewährleistet ist, dass diese Aspekte von den Bewirtschaftern zertifizierter Wälder berücksichtigt werden. Es bleibt abzuwarten, ob die nationalen Standards mit der Zeit weiter konvergieren oder divergieren.

Literaturverzeichnis

Blasi, C., Filibeck, G. und Vigna Taglianti A. 2007. *Biodiversity and Biogeography. In: Blasi C, Boitani L, La Posta S, Manes F, Marchetti M. (Hrsg.) Biodiversity in Italy. Roma: Palombi Editori. S. 40–56*

BMVEL 2004. *Die zweite Bundeswaldinventur (BWI II) – das Wichtigste in Kürze. Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft (BMVEL) Bonn, 87 S.*

Forestry Commission 2015. *Forestry Statistics 2015. Available online at http://www.forestry.gov.uk/statistics [Zugriff September 2016].*

FSC 2015. *International Generic Indicators. FSC-STD-60-004 V1-0 EN. Forest Stewardship Council (FSC). https://ic.fsc.org/en/certification/requirements-guidance/normative-framework/standards [Zugriff September 2016].*

FSC Germany 2012. *German FSC-Standard and Small Forest Standard. Version 3.2. FSC-STD-DEU-02-2012. Forest Stewardship Council (FSC) Germany. https://ic.fsc.org/en/certification/national-standards [Zugriff September 2016].*

Karmann, M., Hontelez, J. und Miettinen, P. 2016. *Forest Stewardship Council indicators: Development by Multi-stakeholder process assures consistency and diversity. Kapitel 8 in: Castka, P., Leaman, D., Shand, D., Cellarius, D., Healy, T., Te Pareake Mead, A., Benites de Franco, M. R. und Timoshyna, A. 2016. Certification and Biodiversity – How Voluntary Certification Standards impact biodiversity and human livelihoods. Policy Matters, Issue 21. Gland, Schweiz: CEESP und IUCN. https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/Policy%20Matters%20-%20Issue%2021.pdf*

PEFC 2010. *Sustainable Forest Management – Requirements. PEFC ST 1003: 2010. Programme for the Endorsement of Forest Certification (PEFC). http://pefc.org/standards/technical-documentation/pefc-international-standards-2010 [Zugriff September 2016].*

PEFC Italy 2015. *Criteria and Indicators for Sustainable Forest Management on an Individual and Group Scale. PEFC ITA 1001-1:2015. Programme for the Endorsement of Forest Certification (PEFC) Italy http://www.pefc.it/images/stories/Documents/ITA_GFS_ENG_2015/Annex_2_ITA_1001-1_engl.pdf [Zugriff September 2016].*

Rizzo, M. und Gasparini, P. 2011. *Occurrence and distribution of alien invasive tree species in the Italian forests. Forestry Ideas. 17(1): 97–103.*

UKWAS 2012. *The UK Woodland Assurance Standard. Third Edition, Version 3.1. http://ukwas.org.uk [Zugriff September 2016].*

3.7 Vorkommen eingeführter Baum- und Straucharten in italienischen Regionen im Verhältnis zum Ausmaß von Plantagen- und Niederwäldern

Sabina Burrascano, Laura Celesti-Grapow und Carlo Blasi

In Europa werden invasive Bäume und Sträucher als potenzielle Antriebsfaktoren für die Veränderung offener und bewaldeter Habitate angesehen, einige sollen sogar schwerwiegende wirtschaftliche und ökologische Veränderungen verursacht haben (www.europe-aliens.org, www.eppo.int). Die frühen Sukzessionsstadien, die durch hohe Ressourcenverfügbarkeit und verringerte Konkurrenz gekennzeichnet sind, bieten gute Chancen für eine Kolonisierung und sind daher anfälliger gegenüber Invasionen als spätere Sukzessionsstadien (Catford et al. 2012). Offenland ist häufig am stärksten von der Etablierung eingeführter Arten betroffen. Dies ist einer der Gründe dafür, warum das Vorkommen eingeführter Bäume in Europa vorwiegend in Offenland-Habitaten, insbesondere in von Menschenhand geschaffenen Ökosystemen, untersucht wurde (Kowarik et al. 2013). Jedoch nimmt die Zahl der Studien zu deren Etablierung in Wäldern zu (z. B. Chabrerie et al. 2008), da einige invasive Arten Waldhabitate besiedelt haben (Lambdon et al. 2008).

Auftreten und Verbreitung eingeführter Baum- und Straucharten kann vom ursprünglichen Wald und der Managementstrategie abhängen.

Die überwiegende Mehrheit der Wälder Europas wird unter wirtschaflichen Gesichtspunkten bewirtschaftet, wobei die Holzentnahme immer ein Störungsereignis darstellt (Roberts und Gilliam 1995). Da die Managementstrategien hinsichtlich des Anteils der geernteten Bäume und der Umtriebszeit erheblich voneinander abweichen können, sind die bewirtschafteten Wälder von einer breiten Vielfalt an Störungsereignissen mit unterschiedlichem Ausmaß und unterschiedlicher Intensität und Häufigkeit gekennzeichnet. Daher kann die Anfälligkeit der Wälder gegenüber einer Invasion durch eingeführte Pflanzen je nach Managementregime stark variieren. Beispielsweise können die Anzahl der nach der Ernte freigestellten Überhälter, die Umtriebszeit, die Lebenszyklusmerkmale der heimischen dominierenden Arten und die unterschiedliche Intensität der Konkurrenz bestimmen, mit welcher Wahrscheinlichkeit und in welchem Ausmaß sich eingeführte Arten etablieren und anschließend verbreiten.

Die Zusammenhänge zwischen Waldmanagementstrategien und der Etablierung eingeführter Bäume wurden eingehend wissenschaftlich untersucht. Insbesondere in Europa wurden in den letzten Jahren umfangreiche Erkenntnisse darüber gesammelt, wie eingeführte Arten auf forstwirtschaftliche Eingriffe reagieren (Sitzia et al. 2015). Es wurde u. a. festgestellt, dass Niederwaldbestände in Norditalien besonders anfällig gegenüber der Etablierung des Götterbaums (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle) und der Robinie (*Robinia pseudacacia* L.) sind (Radtke et al. 2013). Die Zeit seit dem letzten

Störungsereignis ist ebenfalls ein hochrelevanter Faktor für die Häufigkeit und Reproduktion der Robinie in Norditalien (Motta et al. 2009). Durch Managementstrategien kann die Etablierung eingeführter Baumarten gefördert oder begrenzt werden (Dodet und Collet 2012), was u. a. von den Maßnahmen zur Etablierung und Bewirtschaftung von Plantagenwäldern abhängt (Brundu und Richardson 2016). Aufgrund der Auswahl hoch produktiver Arten, des hohen Samendrucks und der Nähe der Pflanzungen zur naturnahen Vegetation ist die Plantagenforstwirtschaft nachgewiesenermaßen eine Quelle für eingeführte Baumarten in naturnahen Habitaten (Donaldson et al. 2014), da sie die Etablierung und Verwilderung der eingeführten Arten fördert und somit das Risiko von negativen Umweltwirkungen und die Gefahr für negative Auswirkungen auf die Biodiversität erhöht (Dodet und Collet 2012).

Ungefähr ein Drittel der Fläche Italiens ist bewaldet. Die ausgeprägte ökologische und kulturelle Heterogenität des Landes hat zu sehr unterschiedlichen Landmanagementstrategien geführt, was sich auch in den bewaldeten Gebieten zeigt. Die Wälder in den verschiedenen Regionen Italiens werden in Abhängigkeit von der Standortproduktivität und den dominierenden Baumarten entweder größtenteils als Niederwälder oder als Hochwälder bewirtschaftet. Einige Studien liefern zwar Informationen über die eingeführte Flora in Waldhabitaten Italiens (Banfi und Galasso 2010), jedoch steht eine Bewertung der wichtigsten Muster bei der Pflanzeninvasion in den Wäldern auf nationaler Ebene noch aus. Im vorliegenden Kapitel wird ausgehend von einer solch breiteren Perspektive der Zusammenhang zwischen der Anzahl der etablierten, eingeführten Baum- und Straucharten in jeder Region, dem Ausmaß der Waldplantagen und dem Anteil der verschiedenen Managementarten unterliegenden Wälder (d. h. Niederwälder im Vergleich zu Hochwäldern) untersucht und bewertet. Der Breitengrad wurde ebenfalls als erklärende Variable aufgenommen, da sich dieser geografische Gradient bekanntermaßen auf die Vielfalt der eingeführten Pflanzenarten in den verschiedenen Regionen des Landes auswirkt (Celesti-Grapow et al. 2010).

2009 wurde eine umfassende landesweite Studie zu eingeführten Pflanzenarten in Italien durchgeführt. Die Ergebnisse dieser Studie wurden mit denjenigen aus der Nationalen Waldinventur (National Forest Inventory, NFI) zusammengeführt, um das regionale Vorkommen eingeführter Bäume und Sträucher im italienischen Wald zu bewerten (Celesti-Grapow et al. 2009).

Die Zusammenführung der nationalen Datenbanken über die eingeführte vaskuläre Flora mit den Daten der Nationalen Waldinventur (NFI) kann einen effektiven Beitrag zur Bewertung des regionalen Vorkommens eingeführter Bäume und Sträucher in Wäldern leisten.

Die Informationen über eingeführte Baum- und Straucharten in Waldgebieten wurden der oben genannten Datenbank entnommen (Celesti-Grapow et al. 2009), die dank der zunehmenden Bedeutung biologischer Invasionen, inzwischen kontinuierlich aktualisiert wird. Die Datenbank enthält ausführliche Informationen zu jedem Taxon der eingeführten Flora in Italien (einschließlich Lebensform, Verbreitung der jeweiligen Art in den Verwaltungsregionen und Vorkommen in den verschiedenen Landschaftsformen) entsprechend dem CORINE Land Cover-Klassifizierungssystem. Nach diesem System, das von der Arbeitsgruppe über die eingeführte Flora in Italien standardisiert wurde (Celesti-Grapow et al. 2009), wird jede Art auf der Grundlage ihres Etablierungsstatus innerhalb des Landes klassifiziert. Als ‚nicht etabliert' (Pflanzen, die keine nachwachsenden Populationen bilden und deren Persistenz von wiederholten Einführungen abhängig ist) oder ‚etabliert'

(naturalisiert, d. h. Pflanzen, die zu etablierten und somit nachhaltigen nachwachsenden Populationen werden, indem sie sich weit verbreiten und sich ohne Beitrag neuer Diasporen aus menschlichen Eingriffen in die heimische Flora eingliedern) bezeichnet.

Die Liste aller etablierten eingeführten Baum- und Straucharten, die man in Wäldern gefunden hat, wurde aus der letzten Version der Datenbank extrahiert (d. h. CORINE Land Cover Kategorie 3.1. Neophyten: Arten, die nach 1492 in Italien eingeführt wurden). Es wurden sowohl Bäume als auch Sträucher betrachtet, da einige Arten je nach Ursprungsflora entweder als Ersteres oder Letzteres klassifiziert werden. Außerdem wurden für jede der 21 Verwaltungsregionen Anwesenheits-/Abwesenheitsdaten für jedes Taxon extrahiert.

Zur Ableitung der Gesamtwaldfläche in jeder Region wurde eine nationale Landbedeckungskarte (CLC2000) verwendet. Diese Informationen flossen in das Modell ein, um die Beziehung zwischen Art und Fläche zu berücksichtigen und die Auswirkung des Konnektivitätsgrads zwischen Waldökosystemen grob zu untersuchen. Die Daten über die Ausdehnung der verschiedenen Waldarten wurden der letzten italienischen Nationalen Waldinventur (INFC 2005) entnommen und als erklärende Variablen hinzugezogen. Der Schwerpunkt lag auf dem jeweiligen Anteil an der bewaldeten Fläche jeder Region: (i) als Niederwald bewirtschaftete Wälder und (ii) Plantagenwälder. Schließlich wurde der Breitengrad der Mitte jeder Region berechnet.

Die Daten wurden anhand von generalisierten linearen Modellen mit Log-Link-Funktion (unter Annahme einer Poisson-Verteilung der man in Wäldern gefunden hat Fehler) entsprechend den in Zuur et al. (2013) enthaltenen Angaben analysiert, um die Antriebsfaktoren für die Vielfalt etablierter Baumarten in den Waldgebieten Italiens zu untersuchen. Nachdem die erklärenden Variablen auf Kollinearität überprüft wurden, wurden die Gesamtwaldfläche und der Anteil der Nieder- und Plantagenwälder als Variablen herangezogen. Die Gesamtwaldfläche jeder Region wurde als weiterer Faktor mit einbezogen. Der Anteil der als Hochwald bewirtschafteten Wälder wurde ausgeschlossen, da dieser mit dem Anteil der Niederwaldfläche korreliert (Koeffizient nach Spearman -0,9). Der Breitengrad wurde als zusätzliche Variable aufgenommen. Alle erklärenden Variablen wurden vor der Analyse auf einen Maßstab von 0/+1 standardisiert. Sämtliche Analysen wurden in R 3.2.2 unter Verwendung der Pakete ‚stats' und ‚vegan' ausgeführt.

Insgesamt wurden 21 etablierte Baumarten und 28 etablierte Straucharten in den italienischen Wäldern verzeichnet. Die am weitesten verbreiteten invasiven Arten waren Götterbaum, Robinie, Eschenahorn (*Acer negundo* L.), Falscher Indigo (*Amorpha fruticosa* L.) und Papiermaulbeerbaum (*Broussonetia papyrifera* (L.) Vent.), die in fast allen Regionen vorkamen. Zudem zählten Traubenkirsche (*Prunus serotina* Ehrh.) und Roteiche (*Quercus rubra* L.) zu den weit verbreiteten Arten im Großteil der nördlichen, gemäßigten Regionen, während Weidenblatt-Akazie (*Acacia saligna* (Labill.) H.L. Wendl.) und Silber-Akazie (*A. dealbata* Link.) in den meisten Regionen Süditaliens anzutreffen waren. Diese Arten entsprechen größtenteils denen, die auf der Liste der am häufigsten untersuchten und am weitesten verbreiteten invasiven Bäume und Sträucher in Europa zu finden sind (Starfinger et al. 2003).

Die Flächen mit eingeführten Baum- und Straucharten in den Regionen stimmen exakt mit dem Anteil der von Niederwäldern und Aufforstungen bedeckten Waldfläche überein.

Die eingeführten Baum- und Straucharten stimmen exakt mit dem Anteil der von Niederwäldern und Aufforstungen bedeckten Waldfläche in den einzelnen Verwaltungsregionen überein (Abb. 54, Tab. 21). Das finale Modell erklärte 79,5 % der Abweichung (ermittelt als Verhältnis der Differenz zwischen Null und Abweichung der Residuen und Nullabweichung). Alle Prädiktoren waren signifikant. Das Modell wurde durch Berechnung der Dispersion (2,38) validiert. Ferner wurde sichergestellt, dass die angepassten Werte kein klares Muster ergaben, wenn sie gegen die Residuen aufgetragen wurden.

Tab. 21: Ergebnisse des GLM, wobei die Anzahl der etablierten Arten je Region als Reaktionsvariable und die aus der NFI abgeleiteten Daten (Waldfläche, Niederwaldfläche, Pflanzungsfläche) und der Breitengrad des Zentrums jeder Region als erläuternde Variablen verwendet wurden. Die p-Wert-Schwellen sind durch Sternchen gekennzeichnet: 0,05 (*), 0,01 (**), 0,005 (***).

	Schätzung	Standardfehler	p-Wert	
Schnittpunkt	0.8976	0.3619	0.0131	*
Niederwaldfläche (%)	1.2974	0.4096	0.0015	**
Pflanzungsfläche (%)	1.4626	0.4377	0.0008	***
Waldfläche	3.8437	1.0218	0.0002	***
Breitengrad	1.4494	0.2000	0.0000	***
Niederwaldfläche (%): Waldfläche	-4.0986	1.2468	0.0010	**
Pflanzungsfläche (%): Waldfläche	-2.3120	0.8814	0.0087	**

Die positive Verknüpfung zwischen der Anzahl der eingeführten Baum- und Straucharten und dem Anteil der aus Plantagen bestehenden Waldfläche in jeder Region bestätigt, dass durch Plantagenwälder die Einführung und Etablierung eingeführter Pflanzen gefördert wird (Dodet und Collet 2012). Eingeführte Arten werden sehr häufig absichtlich durch die Pflanzung und Aussaat von Sämlingen oder Samen etabliert. Allerdings kann die Etablierung auch unabsichtlich durch ungewollte Verjüngung außerhalb der bepflanzten Fläche erfolgen (Martin et al. 2009). Es ist zu beachten, dass nichtheimische Arten, die zu forstwirtschaftlichen Zwecken eingeführt werden, im Allgemeinen zur Maximierung von Selbsterhaltung und Etablierung gepflanzt werden. Solche Arten stammen gewöhnlich aus Regionen, in denen das Klima demjenigen des Einführungsgebiets ähnelt. Sie werden wegen ihrer Toleranz gegenüber einem breiten Spektrum an Bedingungen ausgewählt und wiederholt in sehr großer Anzahl gepflanzt, um die Chancen einer Etablierung zu maximieren, wobei die enge Übereinstimmung der Umgebungsbedingungen und eine große Samenproduktion ausgenutzt werden (Donaldson et al. 2014).

Abb. 54: a) – Legende der für die Verwaltungsregionen verwendeten Akronyme, b) – Streudiagramme der Anzahl der etablierten Baum- und Straucharten im Vergleich zu den relevantesten erklärenden Variablen im GLM.

Die Einführung und Etablierung eingeführter Arten findet häufig in Plantagenwäldern statt, dabei müssen unbedingt die potenziellen Folgen solcher Etablierungsprozesse für die umliegenden Landschaften berücksichtigt werden. Eines der Hauptprobleme im Zusammenhang mit der Einführung nichtheimischer Arten durch Plantagen ist, dass sie oftmals in engem Kontakt zu naturnahen Flächen stehen. Nach der Einführung eröffnet diese Nähe solchen Populationen die Gelegenheit, benachbarte Ökosysteme zu besiedeln, was erhebliche negative Konsequenzen für die Umwelt nach sich ziehen kann (Donaldson et al. 2014). Besonders zu beachten sind hierbei die Bedingungen, in denen sich solche invasiven Arten in Waldhabitaten verbreiten, da die zeitliche Verzögerung in Wäldern besonders lang sein kann (Essl et al. 2011) und Invasionen bei einer sehr langsamen Erneuerungsraten dominanter Bäume erfolgen können. Daher sollten die langfristigen Effekte überwacht werden (Martin et al. 2009). Insbesondere Bäume können dominant werden, da sie sehr große Dichten erreichen, und somit Ökosysteme verändern können. Dadurch werden Vegetationsstruktur, Nährstoffkreislauf, hydrologische Verhältnisse und Feuerregime an den invadierten Standorten radikal verändert (van Wilgen und Richardson 2014).

Neben dem Anteil der Waldflächen und dem Anteil der Plantagenwälder in jeder Region ist der Anteil der als Niederwald bewirtschafteten Wälder im Vergleich zu Hochwäldern ein wichtiger Faktor für die etablierten eingeführten Baum- und Straucharten. Der auffälligste Effekt der Eingriffe in Niederwäldern ist die Häufigkeit und das Ausmaß von Kronendachstörungen. Störungen sind ein bekannter Hauptfaktor für die Förderung der Pflanzeninvasion in verschiedenen Habitattypen (Davis et al. 2000) und insbesondere in Waldökosystemen, in denen sie Lichtungen mit einer vorübergehenden Erhöhung der Ressourcenverfügbarkeit schaffen (Essl et al. 2011). Es ist zu beachten, dass viele forstwirtschaftlich genutzte Baumarten in ihren heimischen Verbreitungsgebieten lichtbedürftige Pionierarten des frühen Sukzessionsstadiums sind, da sie aufgrund verschiedener Lebenszyklusmerkmale, wie z. B. schnelles Wachstum, frühe und fruchtbare Samenerzeugung und vegetative Fortpflanzung, ausgewählt wurden, was sie zu effizienten Besiedlern in gestörten Gebieten macht und ihnen einen Konkurrenzvorteil gegenüber anderen Arten in Wäldern mit offenem Kronendach verleiht (Dodet und Collet 2012, Richardson et al. 2014). In den letzten Jahrzehnten wurde die Bewirtschaftung von Nieder- und Hochwäldern oftmals aufgegeben, insbesondere in Regionen, in denen viele Wälder schwer zugänglich und daher weniger profitabel als andere sind. Leider finden sich in der NFI keine Berichte über die Fläche solcher aufgegebenen Wälder. Sie sind in der allgemeinen Kategorie „undefined management type“ enthalten, sodass wertvolle Informationen verloren gehen.

Die signifikanten Veränderungen deuten auf negative Wechselwirkungen zwischen der Waldfläche und dem Anteil der Niederwälder und Plantagen hin. Dies lässt sich durch zwei verschiedene Arten von Wechselwirkungen erklären: Einerseits kann der Effekt der Niederwald- und Pflanzungsfläche bei großer Waldfläche geringer sein, da sie sich in einer hochgradig vernetzten Waldlandschaft befindet. Anderseits kann die Waldfläche, sofern der Anteil der Niederwald- und Pflanzungsfläche sehr hoch ist, in begrenztem Umfang mit deren Auswirkung auf die Anzahl der eingeführten Arten in Wechselwirkung treten.

Der Breitengrad ist positiv korreliert mit der Anzahl der eingeführten Baum- und Straucharten in Waldgebieten.

Die Untersuchung ergab ferner, dass die Anzahl der in Waldgebieten vorkommenden eingeführten Baumarten mit abnehmendem Breitengrad sinkt. Ein solcher Trend, über den bereits in Bezug auf die gesamte eingeführte Flora Italiens (Celesti-Grapow et al. 2010) und Europas (Lambdon et al. 2008) berichtet wurde, wird durch die geringere Vielfalt an eingeführten vaskulären Pflanzen in der Mittelmeerregion im Vergleich zur gemäßigten Region bestätigt (Chytrý et al. 2009).

Dem Breitengradgefälle kann je nach untersuchter Region sowie in Abhängigkeit vom jeweiligen Stress, der auf die Pflanzengemeinschaften in verschiedenen Regionen einwirkt, eine unterschiedliche ökologische Bedeutung zufallen. Art und Ausmaß des Stresses, dem die Pflanzengemeinschaften ausgesetzt sind, sind bei der Ermittlung des Vorkommens eingeführter Pflanzenarten von besonderer Relevanz, wobei raue Standorte in der Regel weniger stark invadiert werden (Zefferman et al. 2015). Vor diesem Hintergrund kann das positive Verhältnis, das zwischen der Anzahl der eingeführten Baum- und Straucharten und dem Breitengrad festgestellt wurde, als Folge von Trockenstress in den südlichen Regionen Italiens ausgelegt werden. Da in der Forstwirtschaft und im Gartenbau allgemein schnell wachsende, schattenintolerante Bäume und Sträucher, die an basenreichen, mittleren Standorten gedeihen, ausgesucht werden, und nicht an trockene Standorte angepasste Arten (Martin et al. 2009).

Obwohl das Vorkommen eingeführter Arten hinsichtlich ihrer Anzahl möglicherweise nicht hoch ist, sollten die Auswirkungen invasiver Arten in der Mittelmeerregion nicht unterschätzt werden. Die invasive Verbreitung einiger Arten stellt eine große Bedrohung für die Erhaltung der Pflanzenvielfalt (vgl. z. B. Pretto et al. 2012) in diesem Gebiet dar, in dem eine große Anzahl endemischer Arten von der Existenz eines der wichtigsten Biodiversitäts-Hotspots weltweit abhängt.

Angesichts der Bedeutung präventiver Maßnahmen bei der Bewirtschaftung invasiver Arten sind, wie in der jüngsten EU-Verordnung über invasive gebietsfremde Arten betont (Sitzia et al. 2015), gemeinsame Bemühungen mit dem Schwerpunkt auf Waldmanagementstrategien notwendig. Denn es zeigt sich, dass diese Strategien auf mehrere Schritte des Invasionsprozesses in Wäldern Auswirkung haben, z. B. auf die Einführung, Etablierung und anschließende Verbreitung invasiver Arten in benachbarte Gebiete.

Literaturverzeichnis

Banfi, E. und Galasso, G. (Hrsg.) 2010. *La flora esotica lombarda. Museo di Storia Naturale, Milano.*

Brundu, G. und Richardson, D.M. 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. doi:10.3897/neobiota.30.7015*

Catford, J.A., Daehler, C.C., Murphy, H.T., Sheppard, A.W., Hardesty, B.D., Westcott, D.A., Rejmánek, M., Bellingham, P.J., Pergl, J., Horvitz, C.C. und Hulme, P.E. 2012. *The intermediate disturbance hypothesis and plant invasions: Implications for species richness and management. Perspectives in Plant Ecology Evolution and Systematics. 14: 231–241. doi:10.1016/j.ppees.2011.12.002*

Celesti-Grapow, L., Alessandrini, A., Arrigoni, P.V., Assini, S., Banfi, E., Barni, E., Bovio, M., Brundu, G., Cagiotti, M.R., Camarda, I., Carli, E., et al. 2010. *Non-native flora of Italy: Species distribution and threats. Plant Biosystems. 144: 12–28. doi:10.1080/11263500903431870*

Celesti-Grapow, L., Alessandrini, A., Arrigoni, P.V., Banfi, E., Bernardo, L., Bovio, M., Brundu, G., Cagiotti, M.R., Camarda, I., Carli, E., et al. 2009. *Inventory of the non-native flora of Italy. Plant Biosystems. 143: 386–430. doi:10.1080/11263500902722824*

Chytrý, M., Pyšek, P., Wild, J., Pino, J., Maskell, L.C. und Vilà, M. 2009. *European map of alien plant invasions based on the quantitative assessment across habitats. Diversity and Distributions. 15: 98–107. doi:10.1111/j.1472-4642.2008.00515.x*

Chabrerie, O., Verheyen, K., Saguez, R. und Decocq, G. 2008. *Disentangling relationships between habitat conditions, disturbance history, plant diversity, and American black cherry (Prunus serotina Ehrh.) invasion in a European temperate forest. Diversity and Distributions. 14: 204–212. doi:10.1111/j.1472-4642.2007.00453.x*

Davis, M.D., Grime, J.P. und Thompson, K. 2000. *Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. Journal of Ecology. 88: 528–534. doi:10.1046/j.1365-2745.2000.00473.x*

Dodet, M. and Collet, C. 2012. *When should exotic forest plantation tree species be considered as an invasive threat and how should we treat them? Biological Invasions. 14: 1765–1778. doi:10.1007/s10530-012-0202-4*

Donaldson, J.E., Hui, C., Richardson, D.M., Robertson, M.P., Webber, B.L. und Wilson, J. 2014. *Invasion trajectory of alien trees: the role of introduction pathway and planting history. Global Change Biology. 20: 1527–1537. doi:10.1111/gcb.12486*

Essl, F., Milasowszky, N. und Dirnböck, T. 2011. *Plant invasions in temperate forests: resistance or ephemeral phenomenon? Basic and Applied Ecology. 12: 1–9. doi:10.1016/j.baae.2010.10.003*

INFC 2005. *Inventario Nazionale delle Foreste e dei serbatoi forestali di Carbonio -http://www.sian.it/inventarioforestale/jsp/documentazione.jsp*

Kowarik, I., von der Lippe, M. und Cierjacks, A. 2013. *Prevalence of alien versus native species of woody plants in Berlin differs between habitats and at different scales. Preslia. 85: 113–132.*

Lambdon, P.W., Pyšek, P., Basnou, C., Delipetrou, P., Essl, F., Hejda, M., Jarošík, V., Pergl, J., Winter, M., Andriopoulos, P., Arianoutsou, M., et al. 2008. *Alien flora of Europe: species diversity, temporal trends, geographical pattern and research needs. Preslia. 80: 101–149. http://hdl.handle.net/10261/61126*

Martin, P.H., Canham, C.D. und Marks, P.L. 2009. *Why forests appear resistant to exotic plant invasions: intentional introductions, stand dynamics, and the role of shade tolerance. Frontiers in Ecology and the Environment. 7: 142–149. doi:10.1890/070096*

Motta, R., Nola, P. und Berretti, R. 2009. *The rise and fall of the black locust (Robinia pseudoacacia L.) in the „Siro Negri" Forest Reserve (Lombardy, Italy): lessons learned and future uncertainties. Annals of Forest Science. 66: 410. doi:10.1051/forest/2009012*

Pretto, F., Celesti-Grapow, L., Carli, E., Brundu, G. and Blasi, C. 2012. *Determinants of non-native plant species richness and composition across small Mediterranean islands. Biological Invasions. 14: 2559–2572. doi:10.1007/s10530-012-0252-7*

Radtke, A., Ambrass, S., Zerbe, S., Tonon, G., Fontana, V. und Ammer, C. 2013. *Traditional coppice forest management drives the invasion of Ailanthus altissima and Robinia pseudoacacia into deciduous forests. Forest Ecology and Management. 291: 308–317. doi:10.1016/j.foreco.2012.11.022*

Richardson, D.M., Hui, C., Nuñez, M.A. und Pauchard, A. 2014. *Tree invasions: patterns, processes, challenges and opportunities. Biological Invasions. 16: 473–481. doi:10.1007/s10530-013-0606-9*

Roberts, M.R. und Gilliam, F.S. 1995. *Patterns and Mechanisms of Plant Diversity in Forested Ecosystems – Implications for Forest Management. Ecological Applications. 5: 969–977. doi:10.2307/2269348*

Sitzia T., Campagnaro, T., Kowarik, I. und Trentanovi, G., 2015. *Using forest management to control invasive alien species: helping implement the new European regulation on invasive alien species. Biological Invasions 18:1–7. doi:10.1007/s10530-015-0999-8*

Starfinger, U., Kowarik, I., Rode, M. und Schepker, H. 2003. *From desirable ornamental plant to pest to accepted addition to the flora? – the perception of an alien tree species through the centuries. Biological Invasions. 5: 323–335. doi:10.1023/B:BINV.0000005573.14800.07*

van Wilgen, B.W. und Richardson, D.M. 2014. *Challenges and trade-offs in the management of invasive alien trees. Biological Invasions. 16: 721–734. doi:10.1007/s10530-013-0615-8*

Zefferman, E., Stevens, J.T., Charles, G.K., Dunbar-Irwin, M., Emam, T., Fick, S., Morales, L.V., Wolf, K.M., Young, D.J.N. und Young, T.P. 2015. *Plant communities in harsh sites are less invaded: a summary of observations and proposed explanations. Aob Plants. 7. doi:10.1093/aobpla/plv056*

Zuur, A.F., Hilbe, J. und Ieno, E.N. 2013. *A Beginner's Guide to GLM and GLMM with R: A Frequentist and Bayesian Perspective for Ecologists. Highland Statistics.*

3.8 Asiatischer Staudenknöterich – ein Beispiel für eine zunehmende Bedrohung?

Fanny Dommanget, Paul Cavaillé, André Evette und François-Marie Martin

Bei den asiatischen Staudenknöterichen (*Fallopia* spp.) handelt es sich um krautige Pflanzen, die ursprünglich in Südostasien vorkamen und Ende des 19. Jahrhunderts zu Zierzwecken in Europa eingeführt wurden. Heute sind sie in Europa und Nordamerika weit verbreitet und gelten momentan als eine der invasivsten Arten weltweit (IUCN 2011). Der Komplex der asiatischen Staudenknöteriche setzt sich hauptsächlich aus drei Taxa zusammen:

1. Japan-Staudenknöterich (*Fallopia japonica* (Houtt.) Ronse Decr.),
2. Sachalin-Staudenknöterich (*F. sachalinensis* (F. Schmidt) Ronse Decr.) und
3. Bastard-Staudenknöterich (*F. x bohemica* (Chrtek & Chrtková) J.P. Bailey).

F. japonica wird in der wissenschaftlichen Literatur auch als *Reynoutria japonica Houtt.* und *Polygonum cuspidatum* Sieb. & Zucc., *F. sachalinensis* als *R. sachalinensis* (F. Schmidt) Nakai und P. *sachalinense* F. Schmidt und *F. x bohemica* als *R. × bohemica* Chrtek & Chrtková oder *P. x bohemicum* (Chrtek & Chrtková) Zika & Jacobson bezeichnet.

Die asiatischen Staudenknöteriche zählen zu den rhizomatischen Arten und verbreiten sich in verschiedensten Habitaten rasch aus.

Die asiatischen Staudenknöteriche entwickeln ein dichtes Netzwerk von Rhizomen, das sich seitwärts über Entfernungen von bis zu 20 m ausdehnen kann (Beerling et al. 1994), wobei die unterirdische Biomasse bis zu zwei Drittel der gesamten Biomasse ausmacht (Abb. 55a) (Price et al. 2001). Sogenannte Ramets (d. h. einzelne Mitglieder eines Klons) aus derselben Einzelpflanze sind über die Rhizome miteinander verbunden und scheinen die Ressourcen durch klonale Integration zu teilen (Aguilera et al. 2010). Durch diesen Mechanismus können einzelne Ramets in eher ungünstigen Mikroumgebungen von Ressourcen profitieren, die von Ramets in günstigeren Mikroumgebungen gesammelt werden (De Kroon und Hutchings 1995). Die asiatischen Staudenknöteriche zeichnen sich durch eine hohe Wachstumsrate aus, die bis zu 15 cm pro Tag betragen kann (Urgenson et al. 2009), sodass sie die von ihnen besiedelten Gebiete rasch dominieren. Die segmentierten und verzweigten Ramets (Abb. 55c) des asiatischen Staudenknöterichs können eine Höhe von 3 m erreichen, wobei der Sachalin-Staudenknöterich bis zu 5 m in die Höhe wachsen kann und der Bastard-Staudenknöterich morphologisch dazwischen liegt (Bailey und Wisskirchen 2006).

Abb. 55: Unterirdisches System (a), Blüten (b) und wachsende Ramets (c) des Fallopia japonica. (Fotos: F. Dommanget)

Auch wenn bei asiatischen Staudenknöterichen die geschlechtliche Fortpflanzung in freier Wildbahn vorkommt (Forman und Kesseli 2003), vermehren sie sich in den meisten Fällen vegetativ, dies gilt insbesondere für den Japan-Staudenknöterich, bei dem nur ein männlicher steriler Klon in Europa (Krebs et al. 2010) und nur vier in den USA (Gammon und Kesseli 2010) gefunden wurden. Sachalin-Staudenknöterich und Bastard-Staudenknöterich besitzen eine komplexere genetische Variabilität (Hollingsworth et al. 1999), da zwischen dem Japan- und dem Sachalin-Knöterich sowie zwischen dem Hybrid und seinen beiden Elternpflanzen geschlechtliche Fortpflanzung stattfindet (Tiébré et al. 2007). Jedoch ist die vegetative Fortpflanzung sehr effizient, da nur ein Bruchteil eines Rhizoms (Sásik und Eliáš Jr 2006) oder des Pflanzenstängels für die Erzeugung einer neuen Einzelpflanze benötigt wird (Bímová et al. 2003). An den endständigen und blattachselständigen Rispen bilden sich im Sommer von Juli bis September kleine weiße Blüten (Abb. 55b), die von Insekten bestäubt werden (Beerling et al. 1994). Die asiatischen Staudenknöteriche produzieren Achänen mit unterschiedlicher Lebensfähigkeit je nach Klon (z. B. Buhk und Thielsch 2015), die sich dank ihrer guten Schwimmfähigkeit und Keimfähigkeit auch nach dem Untertauchen entlang von Flüssen verbreiten (Rouifed et al. 2011). Die Samen verbreiten sich z. B. über Fließgewässer (Bímová et al. 2004), Baufahrzeuge (Rouifed et al. 2014) oder Verfüllmaterialien (Beerling 1991).

Die asiatischen Staudenknöteriche sind aufgrund der großen Bandbreite der für sie geeigneten Umgebungsbedingungen (z. B. Rouifed et al. 2012) in den verschiedensten Habitaten anzutreffen: Sie können auf Böden von ehemaligen Bergbaugebieten oder Schwemmlandböden, in Steinbrüchen und Mülldeponien, aber auch in offenen Wäldern wachsen (Beerling et al. 1994). Jedoch sind sie am häufigsten in gestörten Habitaten entlang von Flussufern oder Straßen und Bahnlinien anzutreffen (Tiébré et al. 2008). Der Bastard-Staudenknöterich, dem extreme Wetterereignisse wie beispielsweise sommerliche Trockenperioden nichts auszumachen scheinen, wurde auch entlang des Mittelmeerbeckens gefunden (Bailey und Wisskirchen 2006). Der Bastard-Staudenknöterich hat sich

auch im südlichen Skandinavien und in bergigen Gebieten verbreitet (Bailey und Wisskirchen 2006). Es wird davon ausgegangen, dass sich die asiatischen Staudenknöteriche durch den Klimawandel, der zu einem Anstieg der Temperaturen und einer Abnahme der frühen Frosttage führt (z. B. Groeneveld et al. 2014), auch in höheren Lagen und Breitengraden verbreiten werden.

Die invasiven asiatischen Staudenknöteriche beeinflussen die Funktionsweise der Ökosysteme, da sie sich negativ auf die Artenvielfalt sowie das Wachstum und die Abundanz anderer Arten, insbesondere auf die Baumverjüngung, auswirken und biogeochemische Prozesse verändern.

In Gebieten, die von ihnen besiedelt werden, verdrängen die asiatischen Staudenknöteriche heimische Pflanzenarten, beeinträchtigen die Fauna und verändern die Funktionsweise der Böden. Durch ihre Schnellwüchsigkeit und die hohe Biomasse-Produktion dringen sie dominierend in offene Räume ein, wo sie eine dichte Pflanzenschicht bilden, sodass kein Licht mehr die Bodenschicht erreicht. Auf diese Weise verringern sie die Vielfalt und Abundanz der anderen Pflanzenarten (Siemens und Blossey 2007). Allerdings ist die Behinderung des Lichteinfalls nicht die einzige Erklärung für ihre Dominanz. Es wurde festgestellt, dass eine Streuschicht aus asiatischen Staudenknöterichen die Samenkeimung anderer Arten hemmt (Beerling et al. 1994). Darüber hinaus produzieren sie phytotoxische Stoffe, die die Samenkeimung (z. B. Vrchotová und Šerá 2008) und das Wachstum benachbarter Pflanzen (z. B. Dommanget et al. 2014) negativ beeinträchtigen.

Ferner wurde festgestellt, dass die asiatischen Staudenknöteriche die Fauna beeinflussen, da sie die Zusammensetzung der Makroorganismen im Boden verändern. Gerber et al. (2008) haben herausgefunden, dass die Gesamtbiomasse der Wirbellosen in Grünlandhabitaten und strauchdominierten Habitaten fast zweimal so hoch ist wie in Habitaten, die von asiatischen Staudenknöterichen besiedelt wurden, und dass die Artenvielfalt in letzteren Gebieten ebenfalls negativ beeinflusst wurde. Kappes et al. (2007) haben die Auswirkungen einer Invasion der asiatischen Staudenknöteriche auf verschiedene Böden in Verbindung mit der in der Streuschicht lebenden Fauna untersucht: pflanzenfressende Generalisten (Nackt- und Gehäuseschnecken), Detritivoren (Asseln, z. B. Kellerassel, Doppelfüßler, Tausendfüßler) und Prädatoren (z. B. Weberknechte). Sie haben festgestellt, dass Gehäuseschnecken im Allgemeinen von der Besiedelung durch den Staudenknöterich stärker negativ betroffen sind als Nacktschnecken und die Abundanz der Asseln abnahm, während Doppelfüßler nicht betroffen waren. Abundanz, Artenvielfalt sowie die Diversität der räuberischen Weberknechte waren höher in vom Staudenknöterich invadierten Beständen. Kappes et al. folgern daraus, dass vom Staudenknöterich besiedelte Habitate von einer Verschiebung zu einer detritusbasierten Nahrungskette gekennzeichnet sind. Solche Veränderungen in der Zusammensetzung und Abundanz der Gemeinschaften von Wirbellosen wirken sich auf höhere trophische Ebenen aus. Maerz et al. (2005) beobachteten in Gebieten, die von asiatischen Staudenknöterichen besiedelt waren, einen Rückgang des Schreifrosches (*Rana clamitans* Latreille) und stellten die Hypothese auf, dass sich durch den Staudenknöterich die Habitatqualität für Frösche verschlechtert, da Gliederfüßler weniger häufig vorkommen. Hajzlerová und Reif (2014) stellen fest, dass in von asiatischen Staudenknöterichen

invadierten Gebieten in Tschechien der Vogelartenreichtum im Unterholz von auenartigen Gemeinschaften verringert war.

Die Streu der asiatischen Staudenknöteriche hat im Vergleich zu anderen Pflanzen einen geringen Nährwert. Der Staudenknöterich ist in der Lage, vor dem Laubfall Stickstoff aus den oberirdischen Teilen zur Speicherung in die Rhizome zu verlagern. Die Resorption des Stickstoffs aus den Knöterichblättern in die Rhizome betrug mehr als 75 %, bei der Roterle (*Alnus rubra* Bong.) hingegen nur 5 % (Urgenson et al. 2009). Dies führt dazu, das die Böden unter der Knöterichbedeckung weniger organisches Material enthalten und geringere Mineralisierungsraten aufweisen (Koutika et al. 2007), was wiederum die Verdrängung wichtiger Baumarten zur Folge haben kann (z. B. *Alnus*) (Urgenson et al. 2009). Die asiatischen Staudenknöteriche bewirken Veränderungen der mikrobiellen Gemeinschaften im Boden, wodurch die potenzielle Denitrifikationsaktivität abnimmt (Dassonville et al. 2007). Es ist unbedingt zu beachten, dass die Auswirkungen der asiatischen Staudenknöteriche auf die Nährstoffkonzentrationen von den anfänglichen Standortbedingungen abhängen (Dassonville et al. 2008). Allerdings kann das Vorkommen von asiatischen Staudenknöterichen zu edaphischen, relativ homogen werdenden Bedingungen führen.

In Auengebieten können asiatische Staudenknöteriche, nachdem sie eine bestimmte Verbreitungsschwelle überschritten haben, die physikalischen und chemischen Eigenschaften des Flusswassers (Claeson et al. 2014) und die Makroinvertebratengemeinschaften verändern (Lecerf et al. 2007). Schließlich kann sich der Staudenknöterich, indem er die Verjüngung der heimischen Holzarten negativ beeinflusst, nachhaltig auf die Struktur der Auenwälder und die Menge an großen Totholzstücken auswirken. Zum Tragen kommt dies vor allem bei der Sedimentdynamik und infolgedessen bei der Pflanzenentwicklung entlang von Flussufern (Urgenson et al. 2009).

Die Bekämpfungsmethoden zur Beseitigung oder Eindämmung der asiatischen Staudenknöteriche sind gewöhnlich kostspielig und häufig unzureichend.

Es wurden verschiedene Methoden zur Bekämpfung der asiatischen Staudenknöteriche erprobt, die sich aber häufig als weitestgehend wirkungslos und kostenintensiv erwiesen haben. Eine der effizientesten Methoden besteht in der frühzeitigen Entwurzelung und Entsorgung, was ein ständiges Monitoring gefährdeter Gebiete erforderlich macht. Es wurden andere mechanische Methoden entwickelt, um die asiatischen Staudenknöteriche lokal zu beseitigen, z. B. das Herausziehen der Rhizome, um sie dann tief zu vergraben, die Entfernung und Vernichtung der Rhizome oder deren Zerstückelung mit anschließender Abdeckung durch Planen, um ihre Zersetzung zu beschleunigen (Boyer 2003). Schneiden und Mähen sind häufig angewandte Lösungen, um die asiatischen Staudenknöteriche zu beseitigen oder ihre Wuchskraft in Schutzgebieten zumindest zu verringern. Allerdings sind diese Lösungen arbeitsintensiv, erfordern eine wiederholte Behandlung und sind daher kostspielig (Delbart et al. 2012).

Die biologische Bekämpfung wurde ebenfalls als Mittel zur Beseitigung der asiatischen Staudenknöteriche untersucht. Versuche von Shaw et al. (2009) und Grevstad et al. (2013) ergaben, dass der Blattfloh (*Aphalara itadori* Shinji) durchaus Potenzial als biologisches Bekämpfungsmittel in Großbritannien und Nordamerika besitzt. Durch den Blattfloh wurde das Wachstum des Staudenknöterichs stark verringert. Ferner wurde beobachtet,

dass er ein Nahrungsspezialist bezogen auf den Staudenknöterich ist und auf anderen Pflanzenarten selten vorkommt.

Eine weitere Methode ist die Anwendung von Herbiziden. Bashtanova et al. (2009) untersuchten verschiedene Methoden zur Beseitigung des Japan-Staudenknöterichs mithilfe verschiedener Herbizide und stellten fest, dass keine dieser Methoden zu einer Beseitigung führten. Delbart et al. (2012) kamen zu übereinstimmenden Ergebnissen, als sie die Wirksamkeit verschiedener Wirkstoffe, Konzentrationen und Anwendungsmethoden (Injizieren und Aufsprühen) testeten. In einigen Fällen, in denen eine Invasion der asiatischen Staudenknöteriche aufgetreten ist, ist die Anwendung von chemischen Herbiziden ohnehin nicht empfehlenswert (z. B. entlang von Straßen) oder verboten (z. B. entlang von Flüssen), da die Herbizide in das Grundwasser oder in Flüsse gelangen könnten (vgl. Richtlinie 2009/128/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 21. Oktober 2009). Zudem sind die Herbizide unspezifisch und können je nach Anwendungsmethode zum Verlust der sonstigen Vegetation führen. Dies kann eine Destabilisierung des Bodens beispielsweise an Flüssen bewirken (Green 2003).

Die Wiederherstellung invadierter Habitate durch die Förderung von Sukzessionsprozessen mittels Direktsaat und/oder durch Verpflanzung heimischer Arten kann ebenfalls eine Lösung zur Erhaltung heimischer Gemeinschaften sowie zur Bekämpfung invasiver Arten sein (Sheley und Smith 2012). Solche alternativen Strategien wurden bereits erfolgreich an verschiedenen invasiven krautigen Pflanzen, darunter auch asiatische Staudenknöteriche, erprobt. In ihren Experimenten pflanzten Dommanget et al. (2015) Ableger von schnellwüchsigen Weidenarten auf zuvor gemähten Staudenknöterichflächen, um die Regeneration einer konkurrenzfähigen Bedeckung zu fördern. Nach zwei bis drei Jahren mit wiederholtem Mähen der Fläche, wurden die asiatischen Staudenknöteriche von den Weiden dominiert, und ihre Biomasse hatte sich deutlich verringert. Delbart et al. (2012) wiesen ebenfalls nach, dass Mähen in Verbindung mit der Verpflanzung heimischer Bäume eine höchst wirksame mechanische Bekämpfungsmethode darstellt. Allerdings bedarf es bei diesen Methoden wiederholter und langfristiger Anwendungen (Barták et al. 2010).

Da die asiatischen Staudenknöteriche sehr persistent sind, ist ein sorgfältiges Monitoring sowie etwaige Nachbehandlungen für eine wirksame Beseitigung notwendig. Außerdem ist zu beachten, dass diese Maßnahmen oftmals sehr teuer sind. In Großbritannien lagen die geschätzten jährlichen Kosten im Zusammenhang mit der Invasion des Japan-Staudenknöterichs (einschließlich Forschungskosten, Kosten für die Bekämpfung des Staudenknöterichs entlang von Flüssen, Bahnlinien und Straßen, Kosten für die Bekämpfung auf Erschließungsstandorten, Abwertungen im Wohnungsbau und Kosten der lokalen Behörden für den Umgang mit Invasionen) bei rund 230 Millionen EUR (Williams et al. 2010). Europaweit wurden die jährlichen gesamtwirtschaftlichen Kosten der Invasionen des Japan-Staudenknöterichs auf ungefähr 2,3 Milliarden EUR geschätzt (Kettunen et al. 2008).

Invasionen der asiatischen Staudenknöteriche werden durch Störungen im Wald, den Klimawandel und die effektive Verbreitung der Samen von Hybriden begünstigt.

Das Vorkommen der asiatischen Staudenknöteriche in den Wäldern bereitet vielen Förstern zunehmend Sorgen. Die Französische Forstverwaltung (ONF) zeigt sich

beispielsweise besorgt über die Ansiedlung der asiatischen Staudenknöteriche an Waldrändern wegen der von ihnen ausgehenden Gefahr im Falle einer Abholzung oder Störung, die zu einer Verringerung des Konkurrenzdrucks führt.

Obwohl der Staudenknöterich als Pionier mit einer großen Bandbreite an geeigneten Umgebungsbedingungen (Abb. 56) gilt, wird allgemein anerkannt, dass bei einigen Habitaten das Risiko einer Invasion größer ist als bei anderen. Dies lässt sich auf Unterschiede im Diasporendruck, den klimatischen Bedingungen und der intrinsischen biotischen Resistenz zurückführen (Chytrý et al. 2008). Bei den Waldökosystemen sind es häufig gestörte Wälder, Auenwälder und Laubwälder (z. B. Pappelplantagen), die am anfälligsten für eine Invasion sind. Von Koniferen geprägte Bergwälder und Buschland sind hingegen nicht besonders invasionsgefährdet.

In der Literatur lassen sich zahlreiche Beispiele für Wälder finden, die von asiatischen Staudenknöterichen invadiert wurden (Beerling et al. 1994, Schnitzler und Muller 1998, Bímová et al. 2004, Dommanget et al. 2013, Gerber und Schaffner 2014). Jedoch ist zu beachten, dass ausgewachsene Wälder, außer an ihren Randgebieten, selten vom Staudenknöterich invadiert werden (Beerling et al. 1994). Im Rahmen einer Studie im südlichen Polen wurde festgestellt, dass die asiatischen Staudenknöteriche in Wäldern weniger häufig vorkommen als in Gärten, Feuchtgebieten oder Brachland oder entlang von Bahnlinien (Chmura et al. 2013).

Asiatische Staudenknöteriche wirken sich nachteilig auf das Wachstum und die Keimung von Bodenvegetation und auch von Baumarten aus. Dies kann Veränderungen in der Zusammensetzung der Pflanzengemeinschaften verursachen, was wiederum Auswirkungen auf die Forstwirtschaft und Holzproduktion haben kann. An Standorten in Massachusetts (USA) haben Aguilera et al. (2010) beispielsweise festgestellt, dass die Naturverjüngung von Baumarten, darunter Zuckerahorn (*Acer saccharum* Marsh.), Silberahorn (*Acer saccharinum* L.) und Schuppenrinden-Hickory (*Carya ovata* (Mill.) K. Koch), in Beständen, die von asiatischen Staudenknöterichen invadiert worden waren, vermindert war. Siemens et al. (2007) berichten ebenfalls, dass das Wachstum von Sämlingen des Silberahorns unter dem Einfluss des Bastard-Staudenknöterichs, hauptsächlich wegen des reduzierten Lichteinfalls, stark verringert war.

Abb. 56: Asiatische Staudenknöteriche gedeihen in den verschiedensten Umgebungen: (a) an Flüssen, (b) in städtischen Gebieten, (c) am Waldrand und (d) in Abfällen verwilderter Gärten (Fotos: F. Dommanget).

Dommanget et al. (2014) wiesen nach, dass das Wachstum der drei potenziell erholungsfähigen Baumarten (Schwarzpappel (*Populus nigra* L.), Aschweide (*Salix atrocinerea* Brot.) und Korbweide (*Salix viminalis* L.)) spürbar verringert war, wenn sie mit Sickerwasser aus einem Boden, auf dem der Japan-Staudenknöterich wuchs, bewässert wurden.

In Wäldern sind Wachsamkeit und Prävention die effizientesten Managementmethoden bei asiatischen Staudenknöterichen.

Durch die Beseitigung der asiatischen Staudenknöteriche wird die spontane Reetablierung heimischer Arten unterstützt. Im Bundesstaat Washington (USA) konnten folgende

Nadel- und Laubbaumarten die von asiatischen Staudenknöterichen invadierten Gebiete, im Anschluss an die lokale Behandlung mit Herbiziden neu besiedeln (Urgenson et al. 2014): Riesen-Lebensbaum (*Thuja plicata* Donn), Sitka-Fichte (*Picea sitchensis* (Bong.) Carr.) und Westamerikanische Hemlocktanne (*Tsuga heterophylla* (Raf.) Sarg.), sowie Laubbäume, wie Roterle (*Alnus rubra* Bong.) und Westliche Balsampappel (*Populus trichocarpa* Torr. & A. Gray ex. Hook.) als Vertreter der Laubbaumarten. Das Zurückschneiden der asiatischen Staudenknöteriche förderte beispielsweise die Etablierung und das Wachstum gepflanzter Jungeichen (*Quercus* spp.) entlang des Bronx River in New York City (Haight et al. 2014) sowie die Etablierung von Sämlingen der Gemeinen Esche (*Fraxinus excelsior* L.) und des Bergahorns (*Acer pseudoplatanus* L.) in der Tschechischen Republik (Barták et al. 2010). Barták et al. (2010) berichten, dass asiatische Staudenknöteriche in Waldbeständen trotz der Behandlung mit Herbiziden oftmals neu austrieben. Die Pflanzen waren allerdings relativ klein und schwach. Daher empfiehlt es sich, die Etablierung der asiatischen Staudenknöteriche von vornherein zu verhindern, anstatt sich auf die Bekämpfung und Beseitigung nach der Etablierung zu verlassen (Simberloff et al. 2013).

An Standorten, die von asiatischen Staudenknöterichen besiedelt wurden, sollten häufige und wiederholte Maßnahmen zur Bekämpfung der Staudenknöteriche ergriffen werden, damit sich die heimischen Arten wieder erfolgreich etablieren können, bis das Kronendach geschlossen ist (Dommanget et al. 2015). Regelmäßiges und gezieltes Zurückschneiden in mindestens vier aufeinanderfolgenden Jahren hilft, die Überschirmung und Diversität der heimischen Arten in invadierten Gebieten zu verbessern (Gerber et al. 2010). Die aktive Wiederherstellung einer heimischen Pflanzengemeinschaft kann ebenfalls zur Bekämpfung der asiatischen Staudenknöteriche eingesetzt werden. Jedoch müssen die Knöterichtriebe je nach Standort und Wachstum der heimischen Art mindestens alle zwei bis drei Jahre gemäht werden (Dommanget et al. 2015). In einem solchen Fall müssen Waldlichtungen und Freiflächen in der Nähe von Knöterich dominierten Standorten besonders gut gepflegt werden, da Störungen im Umkreis solcher Bestände in einem Radius von einigen Kilometern unbedingt minimiert werden müssen. Nach dem Mähen oder Herausziehen sollten die organischen Reste der Knöteriche wie Stängel, Rhizome oder Sämlinge vom Standort entfernt und sicher entsorgt werden (Miller et al. 2015). Zudem sollten Förster bedenken, dass beim Einsatz von Maschinen, entlang von Wegen die Gefahr einer Verbreitung des Staudenknöterichs besteht. Alle Maschinen, die in betroffenen Gebieten eingesetzt wurden, sollten nach dem Einsatz (z. B. zur Holzernte, Staudenknöterichbekämpfung usw.) sorgfältig gereinigt werden, um Knöterichüberreste zu beseitigen und den Befall neuer Standorte zu verhindern (Cottet et al. 2015). Child und Wade (2000) liefern Anregungen für eine Sensibilisierung der Öffentlichkeit sowie für eine Bereitstellung von Informationen über gute Praktiken, um den Staudenknöterich zu bekämpfen und seiner Ausbreitung auf nicht befallene Gebiete vorzubeugen.

Einige Habitate sind stärker invasionsgefährdet als andere – hauptsächlich aufgrund klimatischer Bedingungen, unterschiedlich hohem Samendruck und intrinsischer biotischer Resistenz.

Jüngste Studien haben ergeben, dass sich der Bastard-Staudenknöterich in Europa wirksam über Samen verbreitet (Buhk und Thielsch 2015), was insbesondere durch das Vorkommen von Räumungsflächen und günstigen Lichtverhältnissen auf eben erst entstandenen Störungsflächen gefördert wird. Die geschlechtliche Fortpflanzung bietet

ebenfalls Gelegenheiten sich an verändernde Umweltbedingungen anzupassen. Da die Etablierung von Sämlingen durch sommerliche Trockenheit und Spätfröste (Funkenberg et al. 2012) verringert werden kann, könnten die vorhergesagten Klimawandelszenarien die Etablierung des Bastard-Staudenknöterichs in Wäldern begünstigen, da diese Schutz vor extrem hohen Sommertemperaturen bieten könnten. Die Auswirkungen der Klimaerwärmung auf den Bastard-Staudenknöterich wurden bereits im nördlichen Teil seines Verbreitungsgebiets in Nordamerika beobachtet – mit der weiteren Verbreitung lebensfähiger Samen in nördlicher Richtung (Groeneveld et al. 2014). Selbst wenn das Überleben der Sämlinge durch höhere Sommertemperaturen begrenzt werden könnte (Funkenberg et al. 2012), wird der Klimawandel wahrscheinlich späte Frühlingsfröste verringern und extreme Windereignisse fördern (Christensen et al. 2007), wodurch günstige Bedingungen für die Besiedlung der Wälder durch den Staudenknöterich entstehen könnten.

Eine Sensibilisierung für das von den asiatischen Staudenknöterichen ausgehende Risiko ist unbedingt erforderlich, um ihre weitere Ausbreitung zu verhindern. Die Bekämpfung des Staudenknöterichs ist kostspielig, und bessere Ergebnisse lassen sich erzielen, wenn man die Invasionsrisiken vor einer möglichen Invasion oder zumindest zum frühestmöglichen Zeitpunkt nach Erkennung eines Befalls näher untersucht (Child und Wade 2000).

Konkurrenz stellt eine wirksame Möglichkeit dar, um den Befall durch asiatische Staudenknöteriche zu bekämpfen und ihre Ausbreitung in benachbarte Gebiete zu verhindern. In invadierten Gebieten sollten die waldbaulichen Praktiken so angepasst werden, dass Störungen in angrenzenden Gebieten minimal gehalten werden und das Lichtangebot für den Staudenknöterich auf dem Waldboden verringert wird. Auf Störungsflächen, die an Gebiete mit asiatischem Staudenknöterich angrenzen, sollte das Knöterichwachstum begrenzt werden (in Nicht-Auenwäldern beispielsweise durch Behandlung mit Herbiziden, in Auengebieten sind andere Methoden in Betracht zu ziehen), bis sich die natürliche Regeneration der gewünschten Arten etabliert hat. Die Verbreitung der asiatischen Staudenknöteriche muss intensiv überwacht werden.

Literaturverzeichnis

Aguilera, A.G., Alpert, P., Dukes, J.S. und Harrington, R. 2010. *Impacts of the invasive plant Fallopia japonica (Houtt.) on plant communities and ecosystem processes. Biological Invasions, 12: 1243-1252.*

Bailey, J. und Wisskirchen, R. 2006. *The distribution and origins of Fallopia x bohemica (Polygonaceae) in Europe. Nordic Journal of Botany, 24: 173-199.*

Barták, R., Konupková Kalousová, Š. und Krupová, B. 2010. *Methods of elimination of invasive knotweed species (Reynoutria spp.). LIFE III Nature project – Preservation of alluvial forest habitats in the Morávka river basin, S. 18. the Moravian-Silesian Region in cooperation with ČSOP Salamandr and with financial support from the European Union, 2010.*

Beerling, D.J. 1991. *The effect of Riparian land use on the occurrence and abundance of Japanese knotweed Reynoutria japonica on selected rivers in South Wales. Biological Conservation, 55: 329-337.*

Beerling, D.J., Bailey, J.P. und Conolly, A.P. 1994. *Biological Flora of the British Isles – Fallopia japonica (Houtt.) Ronse Decraene (Reynoutria japonica Houtt.; Polygonum cuspidatum Sieb. & Zucc.). Journal of Ecology, 82: 959-979.*

Bímová, K., Mandák, B. und Kašparová, I. 2004. *How does Reynoutria invasion fit the various theories of invasibility? Journal of Vegetation Science, 15: 495-504.*

Bímová, K., Mandák, B. und Pyšek, P. 2003. *Experimental study of vegetative regeneration in four invasive Reynoutria taxa (Polygonaceae). Plant Ecology, 166: 1-11.*

Boyer, M. 2003. *Les Renouées du Japon.*

Buhk, C. und Thielsch, A. 2015. *Hybridisation boosts the invasion of an alien species complex: Insights into future invasiveness. Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics, 17: 274-283.*

Child, L. und Wade, M. 2000. *The Japanese knotweed manual. Chichester, UK. S.*

Chmura, D., Nejfeld, P., Borowska, M., Woźniak, G., Nowak, T. und Tokarska-Guzik, B. 2013. *The importance of land use type in Fallopia (Reynoutria) japonica invasion in the suburban environment. Polish Journal of Ecology, 61: 379-384.*

Christensen, J.H., Hewitson, B., Busuioc, A., Chen, A., Gao, X., Held, I., Jones, R., Kolli, R.K., Kwon, W.-T., Laprise, R., Magaña Rueda, V., Mearns, L., Menéndez, C.G., Räisänen, J., Rinke, A., Sarr, A. und Whetton, P. 2007. *Regional Climate Projections. In: Solomon, S. Qin, D. Manning, M.Chen, Z. Marquis, M. Averyt, K.B. Tignor, M. und Miller, H.L. (Hrsg.). Climate Change 2007. The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.*

Chytrý, M., Jarošík, V., Pyšek, P., Hájek, O., Knollová, I., Tichý, L. und Danihelka, J. 2008. *Separating habitat invasibility by alien plants from the actual level of invasion. Ecology, 89: 1541-1553.*

Claeson, S.M., Leroy, C.J., Barry, J.R. und Kuehn, K.A. 2014. *Impacts of invasive riparian knotweed on litter decomposition, aquatic fungi, and macroinvertebrates. Biological Invasions, 16: 1531-1544.*

Cottet, M., Piola, F., Le Lay, Y.F., Rouifed, S. und Rivière-Honegger, A. 2015. *How environmental managers perceive and approach the issue of invasive species: the case of Japanese knotweed s.l. (Rhône River, France). Biological Invasions, 17: 3433-3453.*

Dassonville, N., Vanderhoeven, S., Gruber, W. und Meerts, P. 2007. *Invasion by Fallopia japonica increases topsoil mineral nutrient concentrations. Ecoscience, 14: 230-240.*

Dassonville, N., Vanderhoeven, S., Vanparys, V., Hayez, M., Gruber, W. und Meerts, P. 2008. *Impacts of alien invasive plants on soil nutrients are correlated with initial site conditions in NW Europe. Oecologia, 157: 131-140.*

De Kroon, H. und Hutchings, M.J. 1995. *Morphological plasticity in clonal plants: The foraging concepts reconsidered. Journal of Ecology, 83: 143-152.*

Delbart, E., Mahy, G., Weickmans, B., Henriet, F., Crémer, S., Pieret, N., Vanderhoeven, S. und Monty, A. 2012. *Can land managers control Japanese knotweed? Lessons from control tests in Belgium. Environmental Management, 50: 1089-1097.*

Dommanget, F., Breton, V., Forestier, O., Poupart, P., Daumergue, N. und Evette, A. 2015. *Contrôler des renouées invasives par les techniques de génie écologique: retours d'expérience sur la restauration de berges envahies. Revue d'Ecologie (Terre et Vie), 70: 215-228.*

Dommanget, F., Evette, A., Spiegelberger, T., Gallet, C., Pacé, M., Imbert, M. und Navas, M.L. 2014. *Differential allelopathic effects of Japanese knotweed on willow and cottonwood cuttings used in riverbank restoration techniques. Journal of Environmental Management, 132: 71-78.*

Dommanget, F., Spiegelberger, T., Cavaillé, P. und Evette, A. 2013. *Light availability prevails over soil fertility and structure in the performance of Asian knotweeds on riverbanks: New management perspectives. Environmental Management, 52: 1453-1462.*

Forman, J. und Kesseli, R.V. 2003. *Sexual reproduction in the invasive species Fallopia japonica (Polygonaceae). American Journal of Botany, 90: 586-592.*

Funkenberg, T., Roderus, D. und Buhk, C. 2012. *Effects of climatic factors on Fallopia japonica s.l. seedling establishment: Evidence from laboratory experiments. Plant Species Biology, 27: 218-225.*

Gammon, M.A. und Kesseli, R. 2010. *Haplotypes of Fallopia introduced into the US. Biological Invasions, 12: 421-427.*

Gerber, E., Krebs, C., Murrell, C., Moretti, M., Rocklin, R. und Schaffner, U. 2008. *Exotic invasive knotweeds (Fallopia spp.) negatively affect native plant and invertebrate assemblages in European riparian habitats. Biological Conservation, 141: 646-654.*

Gerber, E., Murrell, C., Krebs, C., Bilat, J. und Schaffner, U. 2010. *Evaluating non-chemical management methods against invasive exotic knotweeds, Fallopia spp. (Hg. CABI), S. 24. CABI.*

Gerber, E. und Schaffner, U. 2014. *Gebietsfremde Staudenknöteriche im Schweizer Wald-Auswirkungen und Massnahmen. Schweizerische Zeitschrift fur Forstwesen, 165: 150-157.*

Grevstad, F., Shaw, R., Bourchier, R., Sanguankeo, P., Cortat, G. und Reardon, R.C. 2013. *Efficacy and host specificity compared between two populations of the psyllid Aphalara itadori, candidates for biological control of invasive knotweeds in North America. Biological Control, 65: 53-62.*

Groeneveld, E., Belzile, F. und Lavoie, C. 2014. *Sexual reproduction of Japanese knotweed (Fallopia Japonica s.l.) at its northern distribution limit: New evidence of the effect of climate warming on an invasive species. American Journal of Botany, 101: 459-466.*

Haight, C.A., Schuler, J.A., Mccarthy, K., Lumban Tobing, S., Kriesberg, R., Larson, M. und Palmer, M. 2014. *Japanese Knotweed Management in the Riparian Zone of the Bronx River: The effect of different removal techniques on sapling growth and the herbaceous layer SER Mid-Atlantic, Temple University Ambler Campus.*

Hajzlerová, L. und Reif, J. 2014. *Bird species richness and abundance in riparian vegetation invaded by exotic Reynoutria spp. Biologia (Poland), 69: 247-253.*

Hollingsworth, M.L., Bailey, J.P., Hollingsworth, P.M. und Ferris, C. 1999. *Chloroplast DNA variation and hybridization between invasive populations of Japanese knotweed and giant knotweed (Fallopia, Polygonaceae). Botanical Journal of the Linnean Society, 129: 139-154.*

IUCN 2011. *Invasive Species. IUCN.*

Kappes, H., Lay, R. und Topp, W. 2007. *Changes in different trophic levels of litter-dwelling macrofauna associated with giant knotweed invasion. Ecosystems, 10: 734-744.*

Kettunen, M., Genovesi, P., Gollasch, S., Pagad, S., Starfinger, U., Ten Brink, P. und Shine, C. 2008. *Technical support to EU strategy on invasive species (IS)—assessment of the impacts of IS in Europe and the EU (Final module report for the European Commission). S. 131. Institute for European Environmental Policy (IEEP), Bruxelles.*

Koutika, L.S., Vanderhoeven, S., Chapuis-Lardy, L., Dassonville, N. und Meerts, P. 2007. *Assessment of changes in soil organic matter after invasion by exotic plant species. Biology and Fertility of Soils, 44: 331-341.*

Krebs, C., Mahy, G., Matthies, D., Schaffner, U., Tiébré, M.S. und Bizoux, J.P. 2010. *Taxa distribution and RAPD markers indicate different origin and regional differentiation of hybrids in the invasive Fallopia complex in central-western Europe. Plant Biology, 12: 215-223.*

Lecerf, A., Patfield, D., Boiché, A., Riipinen, M.P., Chauvet, E. und Dobson, M. 2007. *Stream ecosystems respond to riparian invasion by Japanese knotweed (Fallopia japonica). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 64: 1273-1283.*

Maerz, J.C., Blossey, B. und Nuzzo, V. 2005. *Green frogs show reduced foraging success in habitats invaded by Japanese knotweed. Biodiversity and Conservation, 14: 2901-2911.*

Miller, J.H., Manning, S.T. und Enloe, S.F. 2015. *A Management Guide for Invasive Plants in Southern Forests. S. 132. USDA, Asheville.*

Price, E.a.C., Gamble, R., Williams, G.G. und Marshall, C. 2001. *Seasonal patterns of partitioning and remobilization of C-14 in the invasive rhizomatous perennial Japanese knotweed (Fallopia japonica (Houtt.) Ronse Decraene). Evolutionary Ecology, 15: 347-362.*

Rouifed, S., Bornette, G., Mistler, L. und Piola, F. 2011. *Contrasting response to clipping in the Asian knotweeds Fallopia japonica and Fallopia × bohemica. Ecoscience, 18: 110-114.*

Rouifed, S., Byczek, C., Laffray, D. und Piola, F. 2012. *Invasive Knotweeds are Highly Tolerant to Salt Stress. Environmental Management, 50: 1027-1034.*

Rouifed, S., Piola, F. und Spiegelberger, T. 2014. *Invasion by Fallopia spp. in a French upland region is related to anthropogenic disturbances. Basic and Applied Ecology, 15: 435-443.*

Sásik, R. und Eliáš Jr, P. 2006. *Rhizome regeneration of Fallopia japonica (Japanese knotweed) (Houtt.) Ronse Decr. I. Regeneration rate and size of regenerated plants. Folia Oecologica, 33: 57-63.*

Schnitzler, A. und Muller, S. 1998. *Ecology and biogeography of plants which invade Europa: The annoying knotweed from Japan (Fallopia japonica and F. sachalinensis). Revue d'Ecologie (Terre et Vie), 53: 3-39.*

Shaw, R.H., Bryner, S. und Tanner, R. 2009. *The life history and host range of the Japanese knotweed psyllid, Aphalara itadori Shinji: Potentially the first classical biological weed control agent for the European Union. Biological Control, 49: 105-113.*

Sheley, R.L. und Smith, B.S. 2012. *Ecologically based invasive plant management: Step by step. Rangelands, 34: 6-10.*

Siemens, T.J. und Blossey, B. 2007. *An evaluation of mechanisms preventing growth and survival of two native species in invasive Bohemian knotweed (Fallopia x bohemica, Polygonaceae). American Journal of Botany, 94: 776-783.*

Simberloff, D., Martin, J.L., Genovesi, P., Maris, V., Wardle, D.A., Aronson, J., Courchamp, F., Galil, B., García-Berthou, E., Pascal, M., Pyšek, P., Sousa, R., Tabacchi, E. und Vilà, M. 2013. *Impacts of biological invasions: What's what and the way forward. Trends in Ecology and Evolution, 28: 58-66.*

Tiébré, M.S., Saad, L. und Mahy, G. 2008. *Landscape dynamics and habitat selection by the alien invasive Fallopia (Polygonaceae) in Belgium. Biodiversity and Conservation, 17: 2357-2370.*

Tiébré, M.S., Vanderhoeven, S., Saad, L. und Mahy, G. 2007. *Hybridization and sexual reproduction in the invasive alien Fallopia (Polygonaceae) complex in Belgium. Annals of Botany, 99: 193-203.*

Urgenson, L.S., Reichard, S.H. und Halpern, C.B. 2009. *Community and ecosystem consequences of giant knotweed (Polygonum sachalinense) invasion into riparian forests of western Washington, USA. Biological Conservation, 142: 1536-1541.*

Urgenson, L.S., Reichard, S.H. und Halpern, C.B. 2014. *Habitat factors and species' traits influence riparian community recovery following removal of Bohemian knotweed (Polygonum x bohemicum). Northwest Science, 88: 246-260.*

Vrchotová, N. und Šerá, B. 2008. *Allelopathic properties of knotweed rhizome extracts. Plant, Soil and Environment, 54: 301-303.*

Williams, F., Eschen, R., Harris, A., Djeddour, D.H., Pratt, C., Shaw, R., Varia, S., Lamontagne-Godwin, J., Thomas, S.E. und Murphy, S.T. 2010. *The Economic Cost of Invasive Non-Native Species on Great Britain. S. 199. CABI.*

Abb. 57: Gestörte Waldfläche in der Südschweiz nach einem Feuer im Jahr 2006. Paulownien und Götterbäume invadieren die Flächen von den Rändern her (Foto: F. Krumm).

4 Wichtige Aspekte eingeführter und invasiver Baumarten

Das vierte Großkapitel stellt einige der Hauptaspekte eingeführter und invasiver Baumarten vor. Dabei werden unterschiedliche Faktoren, die eingeführte und invasive Baumarten beeinflussen, diskutiert. Das Großkapitel beginnt mit ökonomischen Aspekten eingeführter Arten, gefolgt von einer Diskussion zur Bedeutung der Artenkonkurrenz und Migrationsbeschränkung von Artenverteilungen im Zeitalter des Klimawandels. Die Pathogene eingeführter Baumarten sowie die Wechselwirkung zwischen Baumarten und Arthropodengemeinschaften werden im nachfolgenden Kapitel besprochen. In den letzten Unterkapiteln geht es um die Auswirkungen eingeführter Arten auf die Artenvielfalt und natürliche Störungen.

4.1 Ökonomische Aspekte eingeführter Baumarten – Chancen und Risiken
Marc Hanewinkel und Jorie Knook

4.2 Bedeutung der Artenkonkurrenz und Migrationsbeschränkung für die Verteilung von Baumarten im Zeitalter des globalen Wandels
Eliane Meier und Niklaus Zimmermann

4.3 Können Ökosystemleistungen in einer heißeren und trockeneren Zukunft durch eingeführte oder heimische Baumarten gewährleistet werden?
Andreas Rigling, Arthur Gessler, Linda Feichtinger, Valentin Queloz und Thomas Wohlgemuth

4.4 Pathogene eingeführter Baumarten: Möglichkeiten der Bekämpfung
Steve Woodward, Alberto Santini und Tuğba Doğmuş

4.5 Eingeführte Baumarten in Mitteleuropa – Auswirkungen auf Arthropodengemeinschaften und Wechselwirkungen zwischen Arten
Martin M. Gossner

4.6 Einführung von Baumarten in Wälder und die Auswirkungen auf die Biodiversität
Yann Dumas

4.7 Natürliche Störungen und invasive eingeführte Pflanzen – eine genauere Betrachtung des Phänomens Feuer
Daniel Kraus, Joaquim S. Silva, Alexander Held, Marc Castellnou und Frank Krumm

Text Boxes

IV. Wechselwirkungen zwischen eingeführten Wild- und Pflanzenarten
Alexander Held und Frank Krumm

V. Offene Forschungsfragen für eine zuverlässige Bewertung der Auswirkungen der Gewöhnlichen Douglasie auf die Biodiversität des Waldes
Kurt Bollmann und Rolf Holderegger

4.1 Ökonomische Aspekte eingeführter Baumarten – Chancen und Risiken

Marc Hanewinkel und Jorie Knook

Grund für die Einführung neuer Baumarten waren häufig ökonomische Erwägungen – die Wahrnehmung dieser Arten hat sich im Laufe der Zeit verändert.

In der langen Geschichte der Baumarten, die von ihren ursprünglichen Verbreitungsgebieten in andere Gebiete verbracht wurden, waren häufig ökonomische Erwägungen der Grund für die Einführung von Baumarten in große Gebiete, in denen sie bis dahin nicht vorkamen (Essl et al. 2010). Während man Einzelbäume in städtischen oder stadtnahen Gebieten wie z. B. Parks (Dickie et al. 2014) überwiegend zu Zierzwecken eingebracht hat, wurden neue Waldbestände, die manchmal größere Flächen bedeckten, in Erwartung einer verbesserten ökonomischen Produktivität etabliert oder – um mit der Terminologie des *Millennium Ecosystem Assessment* (MEA 2005) zu sprechen – mit dem Ziel einer verbesserten Bereitstellung von Ökosystemleistungen, seien es bereitstellende Leistungen (z. B. holzbasierte Rohstoffe, forstliche Nichtholzprodukte) oder regulierende Leistungen (z. B. Erosionsschutz) gepflanzt. Bei der erstmaligen Einführung dieser Arten standen bei der Entscheidungsfindung somit in der Regel das ökonomische Potenzial oder andere erwartete Vorteile im Vordergrund (Richardson 1998). Ein gutes Beispiel hierfür ist die Einführung der Douglasie (*Pseudotsuga menziesii* (Mirbel) Franco *var. menziesii*) im Südwesten Deutschlands Ende des 19. Jahrhunderts. Diese Wahrnehmung hat sich – zumindest seit dem Ende des 20. Jahrhunderts – verändert. Die damit verbundenen Nachteile und Risiken wie z. B. der potenzielle Verlust der Biodiversität, eine Änderung der Risikosituation, die Verdrängung heimischer Arten und der entsprechenden Biodiversität, was potenziell hohe Bewirtschaftungskosten in Bezug auf die eingeführten, häufig als invasiv betrachteten Arten verursacht, haben die Haltung gegenüber diesen Arten stark verändert und Konflikte zwischen den verschiedenen Interessengruppen heraufbeschworen. In diesem Kapitel wird der ökonomische Hintergrund der Chancen und Risiken in Zusammenhang mit der Einbringung eingeführter Arten analysiert. Diese Analyse stützt sich auf eine Literaturrecherche im Web of Science (2016) mit den zentralen Suchbegriffen „economics“, „invasive tree species“, „introduced tree species“ und Varianten dieser Begriffe. Von den ursprünglich ungefähr 170 gefundenen Literaturverweisen waren nur rund zwei Dutzend, die im Literaturverzeichnis dieses Kapitels genannt werden, brauchbar, was darauf hindeutet, dass der wissenschaftliche Hintergrund bei dieser Fragestellung eher gering ist.

Aus ökonomischer Sicht bergen eingeführte Arten Chancen und Risiken.

Die Einführung „nichtheimischer Arten“ in einem Gebiet hat vielfältige ökonomische Auswirkungen, ist aber auch mit zahlreichen potenziellen Konflikten und Nachteilen

verbunden. Dickie et al. (2014) geben einen Überblick über die Vielzahl an Gütern und Leistungen, die eingeführte Arten für die Gesellschaft bereitstellen können und die von kulturellen (z. B. Erholung), bereitstellenden (z. B. Holz, Honig, Medizin), unterstützenden (z. B. Biodiversität, Stickstoffbindung) bis hin zu regulierenden Leistungen (z. B. Erosionsschutz) reichen. Aus dieser Analyse geht klar hervor, dass wir bei der Diskussion über die ökonomischen Auswirkungen eingeführter Arten alle potenziellen Ökosystemgüter und -leistungen in Betracht ziehen müssen, die den verschiedenen Nutzern durch die Einführung verschiedener Arten verfügbar gemacht werden. Jedoch werden bei dieser Untersuchung auch die Nachteile und Konflikte im Zusammenhang mit diesen Arten beleuchtet, wobei auf drei wesentliche Konfliktbereiche eingegangen wird: (i) Bäume in städtischen oder stadtnahen Gebieten, (ii) Bäume von direktem ökonomischem Nutzen und (iii) invasive Bäume, die heimische Arten als Lebensraum oder Nahrungsquelle für seltene Arten verdrängen. Dickie et al. (2014) verweisen hier auf die dichotome Betrachtungsweise eingeführter Arten: Eine Gruppe konzentriert sich auf die Risiken – die potenziellen Kosten für das Management der Arten (und im Extremfall – die Kosten für deren Beseitigung) und andere negative Auswirkungen, während andere sich auf die potenziellen Chancen konzentrieren, die eingeführte Arten mit sich bringen.

Die Kosten für das Management invasiver Arten können hoch sein – ebenso wie der Nutzen dieser Arten.

Die Kosten für das Management eingeführter invasiver Arten können in der Tat sehr hoch sein. Davis et al. (2011) berichten über einen Betrag von rund 80 Mio. US-Dollar, der vom US-Kongress für die fortlaufende Bekämpfung und Beseitigung von Tamarisken (*Tamarix* spp.) in Uferbereichen von Gewässern für einen Zeitraum von nur fünf Jahren bewilligt wurde. Pejchar und Mooney (2009) nennen für das Management invasiver Arten Größenordnungen im Bereich von 14,45 Mrd. US-Dollar für China sowie 128 Mrd. US-Dollar jährlich für die USA, kritisieren aber das Fehlen systematischer empirischer Kostenschätzungsmethoden und die Vernachlässigung der Nutzenanalyse bei diesen Studien. Der Nutzen aus gut integrierten Arten mit langer Managementhistorie kann in der Tat hoch sein. In Deutschland zählt die Douglasie zu den produktivsten Baumarten im Hinblick auf Wachstum, Wirtschaftsleistung und daher auch Kohlenstoffbindung. Heidingsfelder und Knoke (2004) haben nachgewiesen, dass die finanzielle Rendite der Douglasie mehr als 100 % höher ist, als diejenige der zweitproduktivsten Art in Deutschland, der Fichte (*Picea abies* L. Karst). Die Roteiche (*Quercus rubra* L.) ist unter vergleichbaren Wachstumsbedingungen produktiver als die heimischen Eichenarten und daher als ökonomisch wertvoll anzusehen (Woziwoda et al. 2014), da sich in den letzten Jahrzehnten auch ein Markt für höherwertige Holzprodukte über Brenn- oder Faserholz hinaus entwickelt hat.

Das Management invasiver Arten erfordert ein umfassendes Risikomanagement.

Im Umgang mit eingeführten Arten ist ein klassischer Risikomanagementansatz erforderlich (Haimes 2004), bei dem nicht nur die potenziellen Auswirkungen und die Wahrscheinlichkeit ihres Auftretens berücksichtigt werden sollten (Risikoabschätzung und

-bewertung), sondern auch die potenziellen Nachteile von Maßnahmen beim Umgang mit Risiken. In die Betrachtung sollten auch der potenzielle Nutzen und insbesondere die Haltung der verschiedenen Interessengruppen gegenüber den Risiken und ihre Sichtweise zu eingeführten Arten einfließen. Diese Sichtweisen hängen stark ab von der Umgebung der Interessengruppen (städtisch vs. ländlich), dem Wohlstand der betroffenen Gesellschaften (reich vs. arm) (Kull et al. 2011), dem Wissensstand (Laien vs. Experten) (Fischer et al. 2014) und den besonderen Interessen (z. B. Erbringung von bestimmten bereitstellenden Leistungen wie etwa Honig oder ätherischen Ölen aus eingeführten Arten), die diese Gruppen möglicherweise im Hinblick auf das Management – oder Nichtmanagement – der Arten hegen. Diese unterschiedlichen Interessen führen unweigerlich zu Konflikten innerhalb des Managements eingeführter Arten, die wirtschaftlich ineffiziente Lösungen zur Folge haben können, wenn beispielsweise kostspielige Managementprogramme wegen des Widerstands von Interessengruppen vor ihrem Abschluss gestoppt werden (Dickie et al. 2014).

Selbst invasive Arten, die hohe Managementkosten verursachen, können Ökosystemleistungen bereitstellen.

Die Frage, ob eine Art als „invasiv“ angesehen wird und negative Auswirkungen haben kann oder sogar Managementmaßnahmen erfordert, wird in vielen Teilen der Welt kontrovers gesehen. Schlaepfer et al. (2011) nennen Beispiele, bei denen eingeführte Arten Lebensraum oder sogar Nahrungsquelle für seltene Arten darstellen können. Auch der Götterbaum (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle), der zu den invasivsten Arten in Europa zählt und heimische Baumarten stark unter Druck setzt, enthält in Blättern und Rinde eine Vielzahl an medizinischen Wirkstoffen, die für verschiedene medizinische Zwecke, z. B. Hemmung von Krebszellen, nutzbar sind (Sladonja et al. 2015). Turnbull (1999) berichtet, dass Eukalyptus (*Eucalyptus* spp.) nicht nur Rohstoffe für die Nutz- und Faserholzproduktion liefert, sondern auch ätherische Öle und Honig, die von Nutzergruppen im ländlichen Raum in Südeuropa verwendet werden. Selbst australische Akazien (*Acacia* spp.), die als eine der invasivsten Gruppen von Baumarten weltweit gelten (Rejmánek und Richardson 2013), wurden in Portugal vorsätzlich zur Stabilisierung von Sanddünen eingeführt (Marchante et al. 2010).

Die Risiken im Zusammenhang mit invasiven Arten können hoch sein – die Entscheidung, ob und wie mit diesen Risiken umgegangen werden soll, muss sorgfältig bedacht werden.

Andererseits können mit der Einführung neuer Arten erhebliche Risiken verbunden sein, die am Ende hohe Managementkosten verursachen und im Extremfall Maßnahmen zur Beseitigung der Art erforderlich machen (Pejchar und Mooney 2009). Gaertner et al. (2014) beobachteten, dass das Feuerregime heimischer Ökosysteme durch eingeführte Arten verändert werden kann. Sowohl die Häufigkeit als auch das Ausmaß der Brände kann in Wäldern mit neu eingeführten Kiefern- und Akazienarten höher sein – mit negativen Auswirkungen auf die Reaktionen der betroffenen Ökosysteme (Le Maitre et al. 2011). Durch die Invasion von Bäumen in Buschland kann die Brandhäufigkeit ansteigen. Wenn Gras in

Bestände aus nichtheimischen Baumarten eindringt, kann dies Veränderungen des Feuerregimes bewirken, die Brandhäufigkeit erhöhen und die Brandintensität im Vergleich zu heimischen Pflanzengemeinschaften verstärken (Gaertner et al. 2014). Invasive Arten wie beispielsweise Akazien können umfangreiche Samenbänke bilden und somit heimische Pflanzen verdrängen, was hauptsächlich nach Störungen eintritt (Le Maitre et al. 2011). Die Artenvielfalt ist in Wäldern, die von der Roteiche dominiert werden, nachweislich geringer als in Wäldern aus heimischen Eichen, wenn man die Abundanz und Diversität der Pflanzen betrachtet (Woziwoda et al. 2014). All diese negativen Auswirkungen können zur Entscheidung führen, dass ein Management solcher Baumarten notwendig ist. Die Kosten solcher Managementmaßnahmen müssen als Investition betrachtet werden und erfordern eine Analyse der ökonomischen Aspekte wie beispielsweise die Wahl geeigneter Zinssätze, bei denen die Präferenzen künftiger Generationen in Betracht gezogen werden (Dickie et al. 2014). Die Entscheidung für oder gegen das Management einer eingeführten Art muss sorgfältig abgewogen werden. Van Wilgen und Richardson (2014) definieren verschiedene Typen von invasiven Baumarten basierend auf ihrer relativen Auswirkung auf die Umwelt und dem mit ihrer Pflanzung und Verwertung verbundenen Nutzen, die als Leitfaden für Managementmaßnahmen herangezogen werden können. Caplat et al. (2013) betonen die Vorteile der Entwicklung räumlich expliziter Modelle im Hinblick auf die Priorisierung und Zuordnung von Managementmaßnahmen für invasive Arten, während Kaplan et al. (2013) ein Protokoll für die Entwicklung von Risikokarten auf nationaler, landschaftlicher und lokaler Ebene vorschlagen, um die Erkennung invasiver Pflanzenarten zu verbessern.

Invasive Arten können zahlreiche Nutznießer haben – häufig sind dies ländliche und sogar ärmere Gemeinschaften.

Ein wichtiger Aspekt bei der Bewertung eingeführter Arten sind die Nutznießer, die von den Ökosystemleistungen der Bäume profitieren und für die Managementmaßnahmen zur Eindämmung solcher Arten deshalb nachteilig wären. Kull et al. (2011) veranschaulichen am Beispiel der australischen Akazien, dass häufig ärmere Gemeinschaften die Ressourcen der Akazien (die in ihrer Landschaft entweder aufgrund von Anpflanzung oder Invasion vorkommen) nutzen und dass diese Gemeinschaften von Maßnahmen zur Beseitigung dieser Art negativ betroffen sein könnten. Turnbull (1999) verweist darauf, dass Konflikte, die beispielsweise über die Vor- und Nachteile von Eukalyptusplantagen in Indien auftreten, häufig zwischen den Armen und Ärmsten auftreten. In Europa sind diese Aspekte vielleicht nicht so stark ausgeprägt wie in Entwicklungsländern, allerdings dürfen wir nicht verkennen, dass in einigen Teilen Europas überwiegend die ländlichen Gemeinschaften von eingeführten Arten profitieren, die deshalb kaum bereit sein dürften, eine starke Reduzierung der Fläche für solche Arten hinzunehmen.

Eingeführte Arten bieten möglicherweise Chancen zur Abschwächung negativer ökonomischer Auswirkungen des Klimawandels.

Ein neuer Aspekt in der Diskussion über eingeführte Arten kommt zum Tragen, wenn diese Arten vor dem Hintergrund des Klimawandels analysiert werden. Hanewinkel et al. (2013) haben gezeigt, dass der Klimawandel der europäischen Forstwirtschaft schwere

wirtschaftliche Verluste bescheren kann, was auf die Tatsache zurückzuführen ist, dass gegenwärtig produktive, aber trockenheits- und hitzeempfindliche Arten wie die Fichte, die momentan zu den wichtigsten Arten für die Holzindustrie in großen Teilen Mittel- und Nordeuropas zählt, durch weniger produktive Arten wie mediterrane Eichenarten (z. B. *Quercus pubescens* Wild. oder *Quercus ilex* L.) verdrängt werden. Sie diskutieren die Möglichkeiten einer Abschwächung dieser Auswirkungen durch den Einsatz eingeführter Arten. Interessanterweise wird in den Vereinigten Staaten, zumindest von Wissenschaftlern, die sich mit ökonomischen Fragestellungen beschäftigen, der Klimawandel im Hinblick auf potenziell invasive Arten völlig anders gesehen (Sohngen und Mendelsohn 1998, Shugart et al. 2003). Dort gilt der Klimawandel als Chance für die Einführung schnellwüchsiger Arten, die an wärmere und trockenere Bedingungen angepasst sind und momentan unter den kalten Temperaturen und kurzen Vegetationszeiten leiden. Im Mittelpunkt stehen dabei hauptsächlich schnellwüchsige Kiefernarten (siehe Tab. 22, Spalte III).

Die Auswahl neuer Arten als Ersatz für heimische Arten im Rahmen des Klimawandels ist ein komplexer Prozess, der unter Berücksichtigung der potenziellen Invasivität dieser Arten sorgfältig untersucht werden muss.

Um die Anpassung der europäischen Wälder an den Klimawandel zu forcieren, wäre die Einführung von Baumarten, die für das erwartete neue Klima besser geeignet sind, durchaus überlegenswert. Bolte et al. (2009) beleuchten die Etablierung „neo-heimischer" Waldarten, einschließlich der Nutzung und Mischung von heimischen und nichtheimischen Baumarten sowie nichtlokalen Baumprovenienzen, um die Wälder besser an die zukünftigen Klimabedingungen anzupassen. In einigen Gebieten Süddeutschlands wurde eine pragmatische Methode zur Auswahl eingeführter Arten vor dem Hintergrund des Klimawandels entwickelt. Schmiedinger et al. (2009) erstellten basierend auf dieser Untersuchung einen Katalog zukünftiger Baumarten, die für Wachstumstests unter sich verändernden klimatischen Bedingungen geeignet sind, sowie eine Liste von Baumarten, die in Bayern erfahrungsgemäß auch unter trockeneren und wärmeren Bedingungen gewachsen sind. Bolte et al. (2009) listen nichtheimische Arten auf, die unter den kontinentaleren und trockeneren klimatischen Bedingungen in Nordostdeutschland nachweislich gut wachsen, und ergänzen verschiedene Arten, die geeignet sein könnten, wenn sich diese Bedingungen weiter verändern (siehe Tab. 22).

In Tabelle 22 werden einige dieser eingeführten Arten aufgelistet. Die langfristige Erfahrung in Bezug auf die Anpflanzung und das Wachstum der meisten dieser Arten in Europa ist nach wie vor begrenzt. Einige der Arten, insbesondere der Kategorie I, könnten angesichts der sich verändernden klimatischen Bedingungen in weiten Teilen West- und Mitteleuropas eine Alternative zu den heimischen Arten darstellen. Die Arten der Kategorie III könnten als zukünftige Alternativen im Klimawandel fungieren.

Dieser Ansatz ist vergleichbar mit dem Begriff „Managed Relocation" (Richardson et al. 2009) und müsste, um als Option in Frage zu kommen, einer sorgfältigen Risikoabschätzung unterzogen werden, um abzuklären, ob die betreffende Art potenziell invasiv werden könnte. Mindestens zwei der Arten in Tabelle 22, z. B. Spätblühende Traubenkirsche (*Prunus serotina* Ehrh.) und die Robinie (*Robinia pseudoacacia* L.), sind bereits als invasive Arten außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebiets bekannt.

Tab. 22: Nichtheimische oder potenziell neue Arten im Rahmen des Klimawandels in Deutschland – nach (a) Schmiedinger et al. (2009) in Bayern und (b) Bolte et al. (2009) in Nordostdeutschland.

I: Angepasste Arten mit hinreichend untersuchtem Wachstum nach (a) und (b)	II: Noch nicht angepasste Arten mit einigen Informationen zum Wachstum nach (b)	III: Neue für Wachstumstests empfohlene Arten nach (a)
Abies grandis (a)	*Abies nordmanniana**	*Abies borisii-regis*
*Abies nordmanniana**	*Abies procera*	*Abies bornmuelleriana* [*A. nordmanniana* subsp. *equi-trojani*]
Acer saccharum (a)	*Chamaecyparis pisifera*	*Abies cephalonica*
Castanea sativa (a)	*Juglans nigra*	*Carya glabra*
Pseudotsuga menziesii (a,b)	*Picea sitchensis*	*Fagus orientalis*
Quercus rubra (a,b)	*Prunus serotina*	*Pinus echinata*
Robinia pseudoacacia (b)	*Tsuga heterophylla*	*Pinus peuce*
Thuja plicata (b)		*Pinus ponderosa*
		Pinus tabuliformis
		Pinus virginiana
		Quercus mongolica
		Tilia tomentosa

* *Abies nordmanniana* wurde von Schmiedinger et al. (2009) in Kategorie I und von Bolte et al. (2009) in Kategorie II eingestuft.

In anderen europäischen Ländern kann die Verwendung von trockenheitstoleranten Arten, die aus anderen Ländern eingeführt wurden, die Chance bieten, die Wälder an die künftigen Klimabedingungen anzupassen. Nach Marokko und Algerien ist Frankreich mit 20 000 ha das Land mit den flächenmäßig größten Wäldern aus Atlas-Zeder (*Cedrus atlantica* (Endl.) Manetti ex Carrière) (Bariteau et al. 2007). Diese Art hat sich gut an die trockenen und warmen mediterranen Bedingungen angepasst und kann daher für andere europäische Länder, in denen ähnliche Bedingungen erwartet werden, als zukünftige Option in Betracht kommen.

Ein deutlicher Unterschied zur Situation in den Vereinigten Staaten besteht darin, dass es in Europa sehr wenige schnellwüchsige Nadelbaumarten in den südlichen Gebieten gibt, während in den Vereinigten Staaten die Kiefernarten der Südstaaten, eine Gruppe heimischer, schnellwüchsiger Nadelbäume (Sohngen 2009) vorkommen, die bei steigenden Temperaturen und sich verändernden Niederschlagsregimes für eine Anpflanzung weiter im Norden des Kontinents geeignet sein könnten. Zu dieser Gruppe gehören Weihrauchkiefer (*P. taeda* L.), Sumpfkiefer (*P. palustris* Mill.), Fichtenkiefer (*P. echinata* Mill.) und Elliott-Kiefer (*P. elliottii* Engelm.). Das Nichtvorkommen von schnellwüchsigen Nadelbaumarten in Europa ist vermutlich der Eiszeit geschuldet, wobei das Mittelmeer als Barriere fungierte, was eine massive Reduzierung der tertiären Baumflora zur Folge hatte. Als Ausgleich für potenzielle wirtschaftliche Verluste auf den Holzmärkten wären neue Nadelbaumarten nötig, die die zwar hochproduktive, aber klimaempfindliche Fichte und Weißtanne (*Abies alba* Mill.) ersetzen könnten. Solche Arten sind aber selbst auf globaler Ebene schwer zu finden.

Mithilfe einer Portfolioanalyse kann das Potenzial eingeführter Baumarten bei sich verändernden Umweltbedingungen aus ökonomischer Sicht untersucht werden.

Exkurs 19: Beispiel für eine Portfolioanalyse – Produkt-Markt-Portfolio zur Ableitung von Normstrategien für Product-Placement und Investition – von der Boston Consulting Group (nach Oesten und Roeder 2012).

Die Portfolioanalyse ist ein strategisches Managementinstrument, mit dem sich strategisch wichtige Schlüsselfaktoren identifizieren lassen. Diese Faktoren werden in einer zweidimensionalen Matrix dargestellt. Eine Dimension wird durch das Unternehmen selbst (in dieser Grafik „relativer Marktanteil") beeinflusst, während die andere Dimension vom Umfeld bestimmt wird („Marktwachstum"). Die verschiedenen Produkte des Unternehmens werden dann in die unterschiedlichen Sektoren der Matrix eingeordnet, die spezifische, mit Normstrategien verknüpfte Benennungen aufweisen. In diesem hypothetischen Beispiel (Produkt-Markt-Portfolio der Boston Consulting Group) sind Produkte mit einem geringen Marktanteil und Wachstum (*Dirty Dogs*) mit einer Desinvestitionsstrategie verknüpft, die auf eine aktive Verringerung der Marktanteile abzielt, während Produkte mit hohem Marktanteil und Wachstum (*Stars*) aktiv gefördert werden, um den Marktanteil zu vergrößern. Bei Produkten mit hohen Marktanteilen und sinkenden Wachstumsraten (*Cash Cows*) kommt eine Strategie zur Erhaltung des Marktanteils ohne größere Investitionen zum Tragen, während Produkte in einem unsicheren Umfeld (potenziell hohes Wachstum bei geringen Marktanteilen, Question Marks) als steigende Investitionen bei sorgfältiger Marktbeobachtung behandelt werden.

Abb. 58: Portfolioanalyse für eingeführte Baumarten unter Berücksichtigung von ökonomischem Potenzial (x-Achse) und Konfliktpotenzial/negativen ökonomischen Auswirkungen (z. B. Notwendigkeit kostspieliger Managementmaßnahmen, y-Achse) bei sich verändernden Klimabedingungen – hier aus mitteleuropäischer Sicht. Die Baumarten in den verschiedenen Abschnitten der Grafik (zu deren Bedeutung und den zugehörigen Normstrategien siehe Exkurs 19) sind als Beispiele aus verschiedenen Teilen Europas anzusehen, die keinen Anspruch auf Vollständigkeit erheben. Die Pfeile in der Grafik zeigen die potenzielle Entwicklung der verschiedenen Arten im Zeitverlauf an: Bei der Sitka-Fichte (*Picea sitchensis* (Bong.) Carr.) kann ökonomisches Potenzial verloren gehen, während Zedernarten (*Cedrus* spp.) unter trockeneren und wärmeren Bedingungen an Bedeutung gewinnen könnten und das Konfliktpotenzial bei der Roteiche mit wachsendem Einfluss von Naturschutzgruppen zunehmen kann.

Bei der Portfolioanalyse müssen das ökonomische Potenzial und potenzielle Konflikte im Zusammenhang mit invasiven Arten berücksichtigt werden.

Das Management eingeführter neuer Arten unter sich verändernden Umweltbedingungen ist ein Beispiel für eine komplexe, langwierige Entscheidungsfindung, die mit großer Unsicherheit behaftet ist und deshalb strategisch angegangen werden sollte. In der Betriebswirtschaft wird neben der Szenarioentwicklung häufig der Ansatz der Portfolioanalyse (siehe Exkurs 19) angewendet. Die beiden Dimensionen, die bei der Portfolioanalyse in Bezug auf eingeführte Arten in der Matrix verwendet wurden (Abb. 58), sind einerseits die potenziellen negativen Auswirkungen (van Wilgen und Richardson 2014) und andererseits das Konfliktpotenzial, das mit der Wahrnehmung der verschiedenen Interessengruppen zusammenhängt. Bei diesen Auswirkungen und Konfliktpotenzialen (y-Achse) sollten nicht nur die möglichen Managementkosten für die Reduzierung invasiver Arten betrachtet werden, sondern auch der mögliche geringere Nutzen, der mit einer solchen Reduzierung verbunden ist. Auf der x-Achse in Abbildung 58 muss das ökonomische Potenzial der eingeführten Arten in die Analyse einbezogen werden, wobei alle Ökosystemgüter und -leistungen, die von eingeführten Arten bereitgestellt werden, sowie alle an diesen Leistungen interessierten Gruppen berücksichtigt werden sollten.

Zur Entwicklung von Normstrategien für den Umgang mit eingeführten Arten muss die entsprechende Portfolioanalyse zukunftsorientiert sein und regionale Bedingungen berücksichtigen.

Die Portfolioanalyse muss dynamisch ausgelegt sein (dargestellt durch die Pfeile in Abb. 58), d. h. sie muss die sich verändernden ökologischen und gesellschaftlichen Rahmenbedingungen widerspiegeln und den regionalen Gegebenheiten (z. B. bioklimatischen Bedingungen) in den verschiedenen Wuchsgebieten in Europa Rechnung tragen. Selbstverständlich ist es nicht möglich, eine einzige Portfolioanalyse für ganz Europa durchzuführen. Die in Abbildung 58 dargestellten Baumarten sind nur Beispiele aus einer bestimmten Perspektive (in diesem Fall überwiegend aus mitteleuropäischer Sicht) und stammen aus verschiedenen Gebieten Europas. Sie sind nicht vollständig und können europaweit stark variieren. Die Normstrategien, die den verschiedenen Sektoren in Abbildung 58 zugeordnet werden können, müssen ferner an diese regionalen Gegebenheiten angepasst werden. Der Sektor mit hohem Konfliktpotenzial bzw. großen Auswirkungen und geringem ökonomischen Potenzial (Sektor unten links in Abb. 58 – *Dirty Dogs* – Exkurs 19) ist der Sektor, in dem die Arten durch Managementmaßnahmen reduziert oder sogar ganz beseitigt werden. Die Art, die in vielen Gebieten Europas am häufigsten benannt wird, ist der Götterbaum, jedoch weisen Spätblühende Traubenkirsche, Eschen-Ahorn (*Acer negundo* L.) (Vor et al. 2015) und in Südeuropa die australischen Akazien ebenfalls ein hohes Invasionspotenzial auf. Der untere rechte Sektor in Abbildung 58 (*Cash Cows*) birgt vielleicht das größte Konfliktpotenzial. Hier finden wir produktive Arten wie Sitka-Fichte (*Picea sitchensis* (Bong.) Carr) auf den britischen Inseln, Eukalyptusarten (*Eucalyptus* spp.) in Portugal und Spanien und produktive Kiefernarten (*Pinus* spp.) (Tab. 1), die teilweise im Mittelmeerraum eingeführt wurden, jedoch nicht in demselben Ausmaß wie beispielsweise die Monterey-Kiefer (*Pinus radiata* D. Don) in Neuseeland und Südamerika. Essl et al. (2010) haben gezeigt, dass diese nichtheimischen Nadelbäume auf den Kontinenten der südlichen Hemisphäre mit höherer Wahrscheinlichkeit auswildern, nachdem sie eingebürgert wurden und sich in invasive Arten verwandeln. Diese Arten wurden überwiegend gepflanzt, um Nutz- und Faserholz zu produzieren und in noch größerem Umfang zur Wirtschaftsleistung privater und öffentlicher Forstbetriebe beizutragen. Eine deutliche Reduzierung der Fläche dieser Arten würde erhebliche wirtschaftliche Verluste nach sich ziehen. Andererseits wäre eine Ausweitung der Fläche dieser Arten in anderen Teilen Europas für viele Interessengruppen nicht akzeptabel, insbesondere in einem Umfeld, in dem ein multifunktionaler, integrativer Waldbewirtschaftungsansatz die Regel ist. Daher würde eine Strategie für diese Arten nicht in der Ausweitung auf breiter Ebene bestehen, sondern vielmehr darin, diese auf der vorhandenen Fläche zu bewirtschaften und die Bewirtschaftung – langfristig – an akzeptierte waldbauliche Systeme anzupassen oder heimische Arten zu integrieren. Es besteht ein zunehmendes Interesse an der Umwandlung gleichförmiger, gleichaltriger Plantagen in unregelmäßige, ungleichaltrige Wälder. Beispiele hierfür wurden auf einer IUFRO-Konferenz 1999 diskutiert (Cameron et al. 2001). Allerdings wird sich ein trockeneres und wärmeres Regime auf Baumarten wie beispielsweise die Sitka-Fichte, die an sehr feuchte Bedingungen angepasst ist, nicht günstig auswirken.

Die größten Unsicherheiten in der Portfolioanalyse bestehen in Bezug auf die produktivsten Arten sowie auf die Arten mit dem höchsten Konfliktpotenzial.

Die größte Unsicherheit in der Portfoliomatrix besteht im oberen linken Sektor (*Question Marks*). Viele der in Tabelle 1 aufgeführten Baumarten (z. B. *Abies* spp.) zählen zu dieser Kategorie, jedoch fallen hierunter auch Zedernarten (*Cedrus* spp.). Dies ist außerdem der Bereich mit den größten regionalen Unterschieden in Europa. Beispielsweise ist eine Art wie die Douglasie, die eine lange Tradition aufweist und in Mitteleuropa weit verbreitet ist, in vielen anderen Teilen Europas (z. B. Skandinavien) immer noch ein „*Question Mark*". Die ökonomische Bedeutung dieser „*Question Marks*" kann in Zukunft steigen. Eine Strategie für diese Arten bestünde in einer Intensivierung der Forschung in Form von langfristigen Versuchsanbauten, die verschiedene Provenienzen umfassen, um die Unsicherheiten in Bezug auf Wachstum und Anfälligkeit zu verringern.

Schließlich gibt es Arten im oberen rechten Sektor des Portfolios (*Stars*), an die große Hoffnungen geknüpft werden, was die Anpassung an den Klimawandel und die Wirtschaftsleistung anbelangt. Die Douglasie ist sicherlich eine Art, die in einigen Gebieten in Europa in diese Kategorie fallen würde, jedoch birgt sie Konfliktpotenzial, überwiegend in Bezug auf Biodiversität (Schmid et al. 2013). Die Roteiche dürfte ein weiteres Beispiel sein, jedoch mit einem noch größeren Konfliktpotenzial, das sich zukünftig aufgrund der beobachteten negativen Auswirkungen auf die Biodiversität und die Dominanz in der Verjüngung verglichen mit z. B. heimischen Eichen noch erhöhen dürfte (Woziwoda et al. 2014). Eine Strategie für diese Art könnte darin bestehen, sie in Mischungen mit heimischen Arten zu integrieren und in einem langfristigen, ungleichaltrigen waldbaulichen System zu bewirtschaften, um gleichzeitig ihre negativen Auswirkungen zu verringern und von ihrer Wirtschaftsleistung zu profitieren. Ein erfolgreiches Beispiel für die Douglasie wird von Schütz und Pommerening (2013) beschrieben. Unter diesen Bedingungen ist eine Ausdehnung des Gebiets dieser Arten (eine typische Strategie für „Stars" in einer Standard-Portfolioanalyse) unter Berücksichtigung der vorgegebenen Grenzen der vorhandenen Zertifizierungssysteme zu rechtfertigen.

Schlussfolgerungen – ökonomische Aspekte invasiver Arten als komplexes Problem

Bei der Betrachtung eingeführter Arten aus ökonomischer Sicht müssen alle Ökosystemgüter und -leistungen aus dem Blickwinkel der verschiedenen Nutzergruppen berücksichtigt werden. Entscheidet man sich dafür, eine Art durch Managementmaßnahmen flächenmäßig zurückzudrängen oder sogar ganz zu beseitigen, kann dies sehr hohe Kosten nach sich ziehen. Eine solche Entscheidung muss wohldurchdacht sein, und es muss allen beteiligten Interessengruppen sowie den potenziellen Nutzeffekten, die die verschiedenen Beteiligten von diesen Arten tatsächlich haben oder erwarten, Rechnung getragen werden. Wird dies versäumt, so kann dies eine wirtschaftlich ineffiziente Lösung zur Folge haben, beispielsweise wenn teure Programme zur Bekämpfung eingeführter Arten vor ihrem Abschluss gestoppt werden müssen. In einigen Gebieten Europas könnte die Einführung neuer Arten als Chance angesehen werden, die negativen ökonomischen Auswirkungen des Klimawandels auszugleichen. Hier könnten produktive Arten, wie etwa die Fichte, die besonders stark unter dem Klimawandel leidet, durch neue

Arten, wie die Douglasie, ersetzt werden. Als allgemeinen Rahmen für die Bewertung eingeführter Arten aus ökonomischer Sicht unter sich verändernden klimatischen Bedingungen schlagen wir eine Portfolioanalyse vor, in der einerseits die potenziellen Auswirkungen und Konflikte und andererseits die ökonomischen Auswirkungen, einschließlich aller Ökosystemleistungen, berücksichtigt werden. Bei einer solchen Portfolioanalyse müssen potenzielle zukünftige Entwicklungen der verschiedenen Arten, die Wahrnehmungen der Interessengruppen und die damit verbundenen Unsicherheiten in Betracht gezogen werden.

Literaturverzeichnis

Bariteau, M., Vauthier, D., Pommery, J., Rei, F. und Royer, J. 2007. *Les meilleurs provenances de cèdres pour le reboisement en France méditerranéenne. Forêt-entreprise. 174:21–26.*

Bolte, A., Ammer, C., Löf, M., Madsen, P., Nabuurs, G.-J., Schall, P., Spathelf, P. und Rock, J. 2009. *Adaptive forest management in central Europe: Climate change impacts, strategies and integrative concept. Scandinavian Journal of Forest Research. 24:473–482.*

Cameron, A.D., Mason, W.L. und Malcolm, D.C. 2001. *Preface: Transformation of Plantation Forests – Papers presented at the IUFRO conference held in Edinburgh, Schottland, August 1999. Forest Ecology and Management. 151:1–5.doi:10.1016/S0378-1127(00)00691-5*

Caplat, P., Hui, C., Maxwell, B.D. und Peltzer, D.A. 2013. *Cross-scale management strategies for optimal control of trees invading from source plantations. Biological Invasions. 16:677-690.doi:10.1007/s10530-013-0608-7*

Davis, M.A., Chew, M.K., Hobbs, R.J., Lugo, A.E., Ewel, J.J., Vermeij, G.J., Brown, J.H., Rosenzweig, M.L., Gardener, M.R., Carroll, S.P., Thompson, K., Pickett, S.T.A., Stromberg, J.C., Tredici, P.D., Suding, K.N., Ehrenfeld, J.G., Philip Grime, J., Mascaro, J. und Briggs, J. C. 2011. *Don't judge species on their origins. Nature. 474:153–154.doi:10.1038/474153a*

Dickie, I. A., Bennett, B.M., Burrows, L.E., Nuñez, M.A., Peltzer, D.A., Porté, A., Richardson, D.M., Rejmánek, M., Rundel, P.W. und Wilgen, B.W. 2014. *Conflicting values: ecosystem services and invasive tree management. Biological Invasions. 16:705–719.doi:10.1007/s10530-013-0609-6*

Essl, F., Moser, D., Dullinger, S., Mang, T. und Hulme, P.E. 2010. *Selection for commercial forestry determines global patterns of alien conifer invasions. Diversity and Distributions. 16:911–921.doi:10.1111/j.1472-4642.2010.00705.x*

Fischer, A., Selge, S., van der Wal, R. und Larson, B.M.H. 2014. *The Public and Professionals Reason Similarly about the Management of Non-Native Invasive Species: A Quantitative Investigation of the Relationship between Beliefs and Attitudes. PLOS ONE. 9:e105495.doi:10.1371/journal.pone.0105495*

Gaertner, M., Biggs, R., Te Beest, M., Hui, C., Molofsky, J. und Richardson, D.M. 2014. *Invasive plants as drivers of regime shifts: identifying high-priority invaders that alter feedback relationships. Diversity and Distributions. 20:733–744.doi:10.1111/ddi.12182*

Haimes, Y.Y. 2004. *Risk Modeling, Assessment, and Management. 2nd edition. John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, NJ.*

Hanewinkel, M., Cullmann, D., Schelhaas, M.-J., Nabuurs, G.-J. und Zimmermann, N.E. 2013. *Climate change may cause severe loss in economic value of European forestland. Nature Climate Change. 3:204–207.doi:10.1038/nclimate1687*

Heidingsfelder, A., und Knoke, T. 2004. *Douglasie versus Fichte. J.D. Sauerländers Verlag, Goettingen.*

Kaplan, H., Niekerk, A., Roux, J.J., Richardson, D.M. und Wilson, J.R.U. 2013. *Incorporating risk mapping at multiple spatial scales into eradication management plans. Biological Invasions. 16:691–703. doi:10.1007/s10530-013-0611-z*

Kull, C.A., Shackleton, C.M., Cunningham, P.J., Ducatillon, C., Dufour-Dror, J.-M., Esler, K.J., Friday, J.B., Gouveia, A.C., Griffin, A.R., Marchante, E., Midgley, S.J., Pauchard, A., Rangan, H., Richardson, D.M., Rinaudo, T., Tassin, J., Urgenson, L.S., von Maltitz, G.P., Zenni, R.D. und Zylstra, M.J. 2011. *Adoption, use and perception of Australian acacias around the world. Diversity and Distributions. 17:822–836.doi:10.1111/j.1472-4642.2011.00783.x*

Le Maitre, D.C., Gaertner, M., Marchante, E., Ens, E.-J., Holmes, P.M., Pauchard, A., O'Farrell, P.J., Rogers, A.M., Blanchard, R., Blignaut, J. und Richardson, D.M. 2011. *Impacts of invasive Australian acacias: implications for management and restoration. Diversity and Distributions. 17:1015–1029. doi:10.1111/j.1472-4642.2011.00816.x*

Marchante, H., Freitas, H. und Hoffmann, J.H. 2010. *Seed ecology of an invasive alien species, Acacia longifolia (Fabaceae), in Portuguese dune ecosystems. American Journal of Botany. 97:1780–1790. doi:10.3732/ajb.1000091*

MEA. 2005. *Ecosystems and Human Wellbeing: A Report of the Conceptual Framework Working Group of the Millenium Ecosystem Assessment. World Resources Institute, Island Press., Washington, DC.*

Pejchar, L. und Mooney, H.A. 2009. *Invasive species, ecosystem services and human well-being. Trends in Ecology & Evolution. 24:497–504.doi:10.1016/j.tree.2009.03.016*

Rejmánek, M. und Richardson, D.M. 2013. *Trees and shrubs as invasive alien species – 2013 update of the global database. Diversity and Distributions. 19:1093–1094.doi:10.1111/ddi.12075*

Richardson, D.M. 1998. *Forestry Trees as Invasive Aliens. Conservation Biology. 12:18–26.doi:10.1111/j.1523-1739.1998.96392.x*

Richardson, D.M., Hellmann, J.J., McLachlan, J.S., Sax, D.F., Schwartz, M.W., Gonzalez, P., Brennan, E.J., Camacho, A., Root, T.L., Sala, O.E., Schneider, S.H., Ashe, D.M., Clark, J.R., Early, R., Etterson, J.R., Fielder, E.D., Gill, J.L., Minteer, B.A., Polasky, S., Safford, H.D., Thompson, A.R. und Vellend, M. 2009. *Multidimensional evaluation of managed relocation. Proceedings of the National Academy of Sciences. 106:9721–9724.doi:10.1073/pnas.0902327106*

Schlaepfer, M.A., Sax, D.F. und Olden, J.D. 2011. *The Potential Conservation Value of Non-Native Species. Conservation Biology. 25:428–437.doi:10.1111/j.1523-1739.2010.01646.x*

Schmid, M., Pautasso, M. und Holdenrieder, O. 2013. *Ecological consequences of Douglas fir (Pseudotsuga menziesii) cultivation in Europe. European Journal of Forest Research. 133:13–29.doi:10.1007/s10342-013-0745-7*

Schmiedinger, A., Bachmann, M., Kölling, C. und Schirmer, R. 2009. *Verfahren zur Auswahl von Baumarten für Anbauversuche vor dem Hintergrund des Klimawandels (How to select tree species for trials against the background of climate change?). Forstarchiv. 80:15–22.doi:10.4432/0300-4112-80-15*

Schütz, J.P. und Pommerening, A. 2013. *Can Douglas fir (Pseudotsuga menziesii (Mirb.) Franco) sustainably grow in complex forest structures? Forest Ecology and Management. 303:175–183.doi:10.1016/j.foreco.2013.04.015*

Shugart, H., Sedjo, R.A. und Sohngen, B. 2003. *Forests and Global climate change: Potential Impacts on U.S. Forest Resources. Pew Center on Global Climate Change.*

Sladonja, B., M. Sušek, und J. Guillermic. 2015. *Review on Invasive Tree of Heaven (Ailanthus altissima (Mill.) Swingle) Conflicting Values: Assessment of Its Ecosystem Services and Potential Biological Threat. Environmental Management. 56:1009–1034.doi:10.1007/s00267-015-0546-5*

Sohngen, B. 2009. *Adapting Forests and Ecosystems to Climate Change. Invited presentation at The Economics of Adaptation to Climate Change, 2. – 3. April, 2009, Venedig, Italien.http://www.iccgov.org/en/event/the-economics-of-adaptation-to-climate-change/*

Sohngen, B. und Mendelsohn, R. 1998. *Valuing the market impact of large-scale ecological change: The effect of climate change on U.S. timber. American Economic Review. 88:689–710. http://www.jstor.org/stable/117001*

Turnbull, J.W. 1999. *Eucalypt plantations. New Forests. 17:37–52.doi:10.1023/A:1006524911242*

van Wilgen, B.W. und Richardson, D.M. 2014. *Challenges and trade-offs in the management of invasive alien trees. Biological Invasions. 16:721–734.doi:10.1007/s10530-013-0615-8*

Vor, T., Spellmann, H., Bolte, A. und Ammer, C. (Hrsg.). 2015. *Potenziale und Risiken eingeführter Baumarten – Baumartenportraits mit naturschutzfachlicher Bewertung. Universitätsverlag Göttingen, Göttingen.*

Woziwoda, B., Kopec, D. und Witkowski, J. 2014. *The negative impact of intentionally introduced Quercus rubra L. on a forest community. Acta Societatis Botanicorum. Poloniae 83:39–49.doi:10.5586/asbp.2013.035*

4.2 Bedeutung der Artenkonkurrenz und Migrationsbeschränkung für die Verteilung von Baumarten im Zeitalter des globalen Wandels

Eliane S. Meier und Niklaus E. Zimmermann

Der anhaltende Klimawandel, der Wandel in der Landnutzung sowie biologische Invasion können in naher Zukunft die Verteilung von Arten weiträumig und dramatisch verändern; bei der Vorhersage der potenziellen Verteilung von Arten im Zuge des globalen Wandels ist ein Verständnis des Zusammenspiels dieser Haupteinflüsse von großer Bedeutung.

Geografische Gebiete von Pflanzenarten können sich nur über längere Zeiträume deutlich erkennbar ändern; das liegt in erster Linie daran, dass Pflanzenarten während ihres gesamten Lebenszyklus ortsgebunden sind und ihre Verbreitung an die Reproduktion gebunden ist, obwohl auch Wind, Wasser, Tiere oder Menschen ihre Verteilung fördern können (Nathan und Muller-Landau 2000). Folglich sind die aktuellen Verbreitungsgebiete von Arten mit langem Lebenszyklus über lange Zeit hinweg entstanden. Die Verbreitungsgebiete der meisten europäischen Baumarten beispielsweise nahmen nach dem späten glazialen Maximum Gestalt an, als sich das Klima in der nördlichen Hemisphäre langsam aufwärmte und das Abschmelzen begann (z. B. Tinner und Lotter 2006; vgl. Kapitel 1.1). Da das Klima im Holozän relativ stabil war, rechnet man damit, dass aktuelle Gebiete trotz potenziell geringer Migrationsraten das Ergebnis einer Anpassung der Arten an die derzeitige Umwelt sind (Kullman und Kjallgren 2000).

Heutzutage geht man davon aus, dass der globale Wandel die Verteilung von Pflanzenarten weiträumig und schnell verändert (z. B. Parmesan und Yohe 2003) und viele Arten bei der Anpassung ihrer Gebiete mit dem Klimawandel Schritt halten müssen, um günstige Umweltbedingungen vorzufinden (Parmesan et al. 1999). Wenn jedoch eine Art in ihrer Migrationsfähigkeit sehr eingeschränkt ist, muss sie sich entweder schnell an die neuen Umweltbedingungen in ihrem aktuellen Lebensraum anpassen (Pearman et al. 2008) oder sie wird auf lokaler Ebene aussterben (Channell und Lomolino 2000). Andererseits führen Menschen – als Nebenwirkung eines wachsenden internationalen Handels – Arten in Gebiete ein, welche die Arten nur sehr unwahrscheinlich durch natürliche Verbreitung allein erreicht hätten. In Folge solcher Einführungen beginnen Arten häufig sich auszubreiten (Mack et al. 2000). Daher fördert die Forschung zusätzlich zu den Hauptfaktoren, welche die Artenverteilung weiträumig begünstigen, nicht nur unser Verständnis ökologischer Konzepte, sondern spielt auch eine wichtige Rolle für die Verbesserung von Managementstrategien, insbesondere im Zuge des globalen Wandels.

Treibende Faktoren für die Artenverteilung können auf unterschiedlichen räumlichen Skalen wirken.

Um zu verstehen, wie schnell Arten im Zuge des globalen Wandels in bestimmte Gebiete abwandern können, ist zunächst ein breiteres Verständnis der wichtigsten treibenden Faktoren der Artenverbreitung nötig. Ausgehend vom derzeitigen Wissensstand wirken die treibenden Faktoren auf unterschiedlichen räumlichen Skalen von unterschiedlichem Ausmaß, wenngleich sie in manchen Fällen auch zusammenhängend agieren können. Auf kontinentaler Ebene wird angenommen, dass gdas Makroklima ein wichtiger Faktor für die grossräumige Verbreitung von Arten ist. Auf regionaler Ebene hingegen, können die Topografie und klimatische Extreme eine Schlüsselrolle für die Artenverbreitung spielen. Auf lokaler Ebene gehören biotische Interaktionen sowie Boden- oder Landnutzung zu den wichtigsten Faktoren, welche die Artenverbreitung erklären (Pearson und Dawson 2003).

Im Holozän wurden Verschiebungen im Verbreitungsgebiet einer Art von bis zu 100 km beobachtet (z. B. Cheddadi et al. 2013); unter aktuellen Klimawandelszenarien werden Gebietsverschiebungen ähnlicher Ausprägung erwartet (Prentice et al. 1992). Dennoch geht man davon aus, dass solche Projektionen von Gebietsverschiebungen mangelhaft ausfallen, weil zusätzliche Einflussfaktoren auftauchen und die bekannten Faktoren, die auf unterschiedlichen Hierarchieebenen agieren, bis zu einem gewissen Grad zusammenhängen können. Erstens können im Vergleich zum Holozän die aktuelle Waldfragmentierung und menschliches Eingreifen natürliche Migration beeinflussen. Zweitens können beispielsweise biotische Interaktionen wie interspezifische Konkurrenz zwischen Baumarten das Verbreitungsgebiet einer Art begrenzen, wenn makroklimatische Bedingungen weniger gravierend ausfallen (Maestre et al. 2009). Des Weiteren kann die Bedeutung dieser unterschiedlichen Einflussfaktoren hinsichtlich der Ökologie einzelner Baumarten spezifisch sein, das heißt die relative Bedeutung der Faktoren kann von der physiologischen Toleranz, Konkurrenzfähigkeit und Ausbreitungsfähigkeit bestimmter Arten abhängen. Folglich können Haupteinflussfaktoren bei Arten mit ähnlichen Eigenschaften ähnlich ausfallen (Lavorel und Garnier 2002).

Abb. 59: Teils erklärte Variabilität (adj. D^2) durch biotische und abiotische Prädiktoren für Arten der frühen bzw. mittleren bis späten Sukzessionsphase.

Wechselwirkungen zwischen Arten sowie Umweltfaktoren sind jeweils entscheidend für eine weiträumige Verteilung von Arten.

Entsprechend dem bei einigen Baumarten festgestellten hohen Invasivitätsniveau nach Befreiung von natürlichen Feinden im Einführungsgebiet (Stohlgren und Schnase 2006) hängt die Abundanz heimischer Baumarten auch vom Ausmaß der biotischen Interaktionen ab. Lange Zeit war unklar, mit welchem Ausmaß auf welcher räumlichen Skala biotische Interaktionen zu entscheidenden Faktoren für die großräumige Verteilung von Arten werden (Araújo und Guisan 2006).

Dennoch konnte festgestellt werden, dass biotische Variablen, denen häufig nur auf lokaler Ebene Einfluss zugesprochen wird, auch die großräumige Verbreitung von Arten beeinflussen, indem sie lokale Informationen zu biotischen Interaktionen und anderen lokalen Prozessen hinzufügen (Meier et al. 2010). Bei elf untersuchten Baumarten in der Schweiz trugen biotische Variablen (d. h. relative Abundanz, relative Abundanz großer Individuen und volle Beschattung durch große Individuen gemeinsam vorkommender Arten) und abiotische Variablen (d. h. Gradtage mit einem Schwellenwert von 5,56°C, Häufigkeit von Sommerfrost, Feuchtigkeitsindex von März bis August, Niederschlagstage, potenzielle globale Jahressonneneinstrahlung, topografische Lage und Neigung) in gleichem Maße und überwiegend unabhängig voneinander zur Erklärung räumlicher Gebietsmuster bei (Abb. 59). Bei der Untersuchung von Arten mit ähnlichen Eigenschaften zeigte sich, dass biotische Prädiktoren dabei hilfreich waren, die Verteilung von Baumarten der mittleren und späten Sukzessionsphase besser zu erklären als die von Baumarten der frühen Sukzessionsphase (Abb. 59). Arten der mittleren bis späten Sukzessionsphase ersetzen per Definition jene Arten der frühen Sukzessionsphase, die bei Auftreten von Konkurrenz nicht gut wachsen.

Diese Ergebnisse weisen darauf hin, dass die implizite Einbindung biotischer Interaktionen nicht ausreichend ist, wenn Daten des Artenvorkommens genutzt werden, um weiträumige Muster bei Arten mit Hilfe von empirischen Modellen der Artenverteilung, den so genannten „species distribution models“ (SDMs; Guisan und Zimmermann 2000), vorherzusagen. Dennoch beschreiben solche Daten grundsätzlich die erfasste Nische (d. h. das Gebiet, in dem Arten infolge von abiotischen und biotischen Interaktionen in der Natur beobachtet werden können; Hutchinson 1957). Um die erfasste Nische akkurater beschreiben zu können, ist der Einbezug biotischer Prädiktoren wie z.B. die relative Abundanz der wichtigsten Kennarten in die SDMs grundlegend. Dennoch sollte beachtet werden, dass sich die Verbreitungsgrenzen der Bäume in Europa nicht extrem verändert hat, wenn biotische Prädiktoren mit einbezogen wurden (vgl. Meier et al. 2011). Die größten Unterschiede wurden innerhalb der Verbreitungsgrenzen verzeichnet. In jedem Fall waren Modelle, die unter Einbindung sowohl biotischer als auch abiotischer Prädiktoren entwickelt wurden, präziser und zeigten etwas kleinere Verbreitungsgebiete. Dies bedeutet, dass die Einbindung biotischer Prädiktoren auch die Verbreitungsgrenzen beeinflussen kann.

Die Stärke biotischer Interaktionen nimmt in Richtung günstiger Wachstumsbedingungen zu. Dies hat starke Auswirkungen auf die Artenverteilung in Südeuropa und in niedrigen Lagen.

Der Stressgradienten-Hypothese nach ist unter physiologisch günstigen Bedingungen eine stärkere Konkurrenz von Arten zu erwarten als unter physiologisch schwierigen Bedingungen (z. B. Bertness und Callaway 1994) (Abb. 60). Bisher blieben empirische Quantifizierungen der Veränderung der Stärke interspezifischer Konkurrenz entlang großräumiger Klimagradienten größtenteils aus (Gaston 2009). Selbiges gilt für die potenziellen Auswirkungen dieser Veränderung auf aktuelle und zukünftige Verbreitungsgebiete sowohl heimischer als auch eingeführter Arten.

Abb. 60: Unter nachteiligen Klimabedingungen wird die Abundanz hauptsächlich durch das Klima beschränkt, d. h. für Bäume in Europa Kälte und Trockenheit. Unter günstigen Klimabedingungen hingegen begrenzt die Konkurrenz die Verteilung von Arten (Abundanz einer exemplarischen Art entlang eines Umweltgradienten ist fliederfarben markiert).

Meier et al. (2011) legen dar, dass die Stärke biotischer Interaktionen nicht nur zwischen Arten mit unterschiedlichen Eigenschaften variiert (Meier et al. 2010), sondern auch zwischen Umweltgradienten. Gemäß der Stressgradienten-Hypothese hing die Abundanz der Rotbuche (*Fagus sylvatica* L.) in Europa von der Abundanz ihrer drei größten Konkurrenten ab, nämlich der Gemeinen Fichte (*Picea abies* (L.) H. Karst.), der Waldkiefer (*Pinus sylvestris* L.) und der Stieleiche (*Quercus robur* L.), und zwar unter abiotisch günstigen Wachstumsbedingungen (d. h. gemäßigt warmes und feuchtes Klima). Jedoch nahm diese Abhängigkeit mit starkem physiologischem Stress (d. h. kaltem und/oder trockenem Klima) ab. Geografisch gesehen führte dies zu den stärksten biotischen Interaktionen in geringen Höhen sowie in südlichen Teilen Mitteleuropas und somit zu einer starken Abnahme in der prognostizierten räumlichen Verteilung der Rotbuche, wenn biotische Prädiktoren (d. h. die relative Abundanz der drei Konkurrenzarten) explizit in die SDMs einbezogen wurden. Daraus kann man schließen, dass die explizite Einbeziehung biotischer Prädiktoren dabei hilft, Ungewissheiten bei der Projizierung großräumiger SDMs für aktuelles oder zukünftiges Klima zu reduzieren, insbesondere unter günstigen Wachstumsbedingungen. Darüber hinaus kann Wissen über klimatische Bedingungen, unter denen starke Konkurrenz herrscht,

Managementstrategien für die Arten verbessern; zum Beispiel kann die Konkurrenz reduziert werden, um das Vorkommen gefährdeter Arten zu fördern.

Dennoch können die oben genannten Erkenntnisse gewisse Einschränkungen beinhalten. Erstens ist es schwer, zwischen Ursache und Wirkung zu unterscheiden, wenn ausschließlich Beobachtungsdaten verwendet werden und folglich daraus abgeleitet wird, welche Baumart andere Arten fördert oder beeinträchtigt. Das bedeutet, dass die Richtung biotischer Einflüsse nicht einfach aus der Präsenz/Absenz-Daten bestimmt werden kann. Zweitens wurde angenommen, dass bei der Vorhersage von zukünftigen Mustern unter Einbeziehung biotischer Interaktionen Veränderungen in der Artenverteilung unter zukünftigem Klima unbegrenzt sind. Meier et al. (2012) bewiesen, dass dies nur ein realistisches Szenario für Arten der frühen Sukzessionsphase ist, jedoch nicht für Arten der mittleren und späten Sukzessionsphase. Arten der frühen Sukzessionsphase können per Definition neue Umgebungen gut besiedeln. Daher kommen viele invasive Arten in der frühen Sukzessionsphase vor. Um diese Fragen zu klären, kann es wichtig sein, die Konkurrenzfähigkeit einzelner Baumarten unter verschiedenen klimatischen Bedingungen zu untersuchen und bei Projektionen von Gebietsveränderungen realistischere Migrationsraten zu implementieren.

Im Zuge des Klimawandels und der Veränderung in der Landnutzung werden Migrationseigenschaften die Fähigkeit von Arten, günstige Lebensräume aufzufinden, bestimmen.

Die Bedeutung der eingeschränkten Ausbreitung wird deutlich, wenn man Arten betrachtet, die von Menschen in Gebiete eingeführt wurden, die sie niemals durch natürliche Verbreitung allein erreicht hätten, aber von wo aus sie sich kontinuierlich und schnell ausbreiten (Welk 2004), wie beispielsweise der Götterbaum (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle, näheres dazu in Kapitel 5.7 und 5.10). Einschränkungen in der Ausbreitung, die eine solche Invasion von (zeitweise) nicht besiedelten und günstigen Lebensräumen verhindern, können von Folgendem abhängen:

- *Das Ausmaß eines historischen Ereignisses*, das zu einer eingeschränkten Ausbreitung führt, ist durch den Grad und die Frequenz der Störung definiert (Delcourt und Delcourt 1988), da räumlich und zeitlich kleine Störungen (z. B. Feuer) und räumlich und zeitlich große Störungen (z. B. Klimawandel) sich unterschiedlich auswirken können. Schwerwiegende historische Ereignisse verbunden mit aktuellen Vorkommnissen, wie Habitatfragmentierung wegen ungünstiger Landnutzung, können beispielsweise für die aktuell eingeschränkte Ausbreitung europäischer Pflanzen verantwortlich sein (z. B. Svenning und Skov 2004).
- *Arteneigenschaften* wie Ausbreitungsfaktoren (z. B. Wind, Wasser, Tiere, Menschen oder gar keine) und Eigenschaften die zwischen Arten der frühen, mittleren und späten Sukzessionsphase unterscheiden, können auch den Grad der Migrationsbeschränkung und folglich das Ausmaß, mit dem die Artenverteilungen im Gleichgewicht mit ihrer Umgebung stehen, bestimmen (Buckley 2008). Arten der frühen Sukzessionsphase beispielsweise weisen eine länger andauernde Samenverbreitung auf als solche der mittleren und späten Sukzessionsphase. Dadurch können Arten der mittleren und späten Sukzessionsphase durch Habitatfragmentierung stärker in ihrer Ausbreitung begrenzt werden. Dies stellt ein wachsendes Problem in stark bewirtschafteten

Landschaften Europas dar. Arten der frühen Sukzessionsphase, darunter die meisten invasiven Arten, können durch Habitatfragmentierung weniger eingeschränkt sein und daher viele unbesetzte Lebensräume im Zuge des Klimawandels und der veränderten Landnutzung besiedeln. Im späteren Verlauf der Sukzession ist die Konkurrenzfähigkeit der Arten der frühen Sukzessionsphase allgemein niedriger.

- Der Stressgradienten-Hypothese nach schwanken biotisch einschränkende Faktoren wie Verdrängung in Abhängigkeit des Umweltgradienten (Bertness und Callaway 1994). Somit sind Arten – abhängig vom *Grad der Arteninteraktionen* und den abiotischen Bedingungen der Lebensräume, durch die Arten migrieren – mehr oder weniger beim Folgen der Fluktuationen von Umweltbedingungen entsprechend ihrer Eigenschaften eingeschränkt.
- *Räumliche Muster geeigneter Lebensräume* können Arten auch daran hindern dem sich verändernden Klima zu folgen. Gemäß der Perkolationstheorie (Turner 1989, Stauffer und Aharony 1994) können Bereiche unterschiedlicher Größe, Form und Verbindung Pflanzenmigration durch die Landschaft unterschiedlich stark erschweren, bis ein Perkolationswert (z. B. Perkolationsschwelle) erreicht ist und Arten nicht mehr weiter migrieren können. Außerdem kann die räumliche Anordnung einer Population auch die Verbreitung der Art beeinflussen; Kernpopulationen können die Hauptquelle von Diasporen sein (Hulme 2003) und daher weitgehend zur Verbreitung über weite Strecken beitragen, während kleine entlegene Populationen ein großes „edge to area"-Verhältnis (Umfang zu Fläche) haben. Daher könnte dies zu ihrer steigenden Ausbreitung innerhalb bestimmter Lebensräume beitragen (z. B. Moody und Mack 1988).

Baumarten der frühen Sukzessionsphase migrieren wesentlich schneller als Arten der mittleren und späten Sukzessionsphase, da erstere höhere Wachstumsraten haben und große Mengen an Samen produzieren, die längere Entfernungen zurücklegen können; viele invasive Baumarten besitzen solche Eigenschaften.

Eine Projektion der Anpassung von Artenarealen an (noch) realistischere Umweltbedingungen erfordert die Implementierung großräumiger Migrationsprozesse. Dazu gibt es derzeit kein Standardvorgehen. Insofern ist die Verbreitungsbeschränkung eine der Hauptursachen für Ungewissheit bei der Projektion der Artenverteilung im Zuge des Klimawandels (Araújo und Guisan 2006). Meier et al. (2012) haben ein Rahmenwerk entwickelt, das zur Analyse von Migrationsbeschränkungen für die bedeutendsten Baumarten Europas genutzt werden kann. Sie bewiesen, dass interspezifische Konkurrenz, die unter günstigen Wachstumsbedingungen für eine bestimmte Art höher ist (Meier et al. 2011), die Geschwindigkeit der Gebietsverschiebung im Vergleich zu ungünstigen makroklimatischen Bedingungen (d. h. sehr kaltes oder trockenes Klima) stärker verringerte. Zudem zeigen die Ergebnisse deutlich, dass Habitatfragmentierung wegen ungünstiger Formen der Landnutzung Migrationsraten verlangsamt. Bei Anwendung dieser Beziehungen auf geografische Bereiche, wanderten Arten der frühen Sukzessionsphase ungefähr zehnmal schneller als solche der mittleren Sukzessionsphase. Das ist auf die allgemein schnelleren Wachstumsraten von Arten der frühen Sukzessionsphase zurückzuführen. Auch produzieren sie große Samenmengen, die über längere Entfernungen verteilt werden können als bei Arten der mittleren oder späten Sukzessionsphase. Dies führt dazu, dass Arten der mittleren und späten Sukzessionsphase vorwiegend in zuvor besiedelte

Waldlebensräume abwandern, wo die interspezifische Konkurrenz höher ist. Ihre höhere Schattentoleranz gleicht diesen Nachteil nicht aus und führt dazu, dass ihre bereits niedrigen Migrationsraten weiter sinken. Unter zukünftigen Szenarien des Klimawandels können Arten der frühen Sukzessionsphase weniger Einschränkungen bei der Migration haben und somit keine Zeitverzögerungen bei der Wiederanpassung ihrer Verbreitung bei Klimawandel und Landnutzungsänderungen in betroffene Gebiete. Arten der mittleren Sukzessionsphase hingegen werden aus Gebieten, die ungeeignet werden, verschwinden und größtenteils daran scheitern, günstigem Klima zu folgen (Abb. 61). In einem realistischen Migrationsszenario beispielsweise wird die Schwarzerle voraussichtlich aus vielen Teilen ihres heimischen Verbreitungsgebiets verschwinden (Abb. 61)

Abb. 61: Vorhergesagte Verbreitung einer Art der frühen (Hänge-Birke, *Betula pendula* Roth) und späten Sukzessionsphase (Schwarzerle, *Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.) für das aktuelle Klima und für das Jahr 2100 (B1/SEDG Szenarien für Klima und Landnutzung) für ein Nicht-Migrationsszenario (obere Schicht, blau), ein realistisches Migrationsszenario (mittlere Schicht, rot) und ein unbegrenztes Migrationsszenario (untere Schicht, gelb). Aktuelle Beobachtungen des ICP Forest Level 1 sind durch schwarze Punkte dargestellt. Um Karten zu erstellen, die möglichst präzise die aktuellen Verbreitungsgebiete von Baumarten darstellen, wurden die Vorhersagen aktueller Artenverteilungen (gelb) begrenzt auf Artenvorkommen innerhalb von Quadraten der Maße 50 x 50 km^2 aus dem Atlas Flora Europaeae (Jalas & Suominen, 1972–1996) (blau). Die Nicht-Migrationsszenarien für 2100 sind eine Überschneidung der vorhergesagten aktuellen und zukünftigen Verteilungen.

Die Ergebnisse von Meier et. al. (2012) können dabei helfen, die Interpretation von Karten der Arealverschiebungen von SDMs zu verbessern (d. h. eine realistischere Migrationsannahme für eine bestimmte Art), Risiken des Aussterbens besser abzuschätzen, Reservatsnetzwerke zu schaffen und unterstützte Migration ökologisch und ökonomisch bedeutender Arten mit starker Migrationseinschränkung zu planen.

Literaturverzeichnis

Araújo, M.B. und Guisan, A. 2006. *Five (or so) challenges for species distribution modelling. Journal of Biogeography. 33: 1677-1688. doi:10.1111/j.1365-2699.2006.01584.x*

Araújo, M.B., Pearson, R.G., Thuiller, W. und Erhard, M. 2005. *Validation of species-climate impact models under climate change. Global Change Biology. 11: 1504-1513. doi:10.1111/j.1365-2486.2005.01000.x*

Bertness, M.D. und Callaway, R. 1994. *Positive interactions in communities. Trends in Ecology and Evolution. 9: 191–193. doi:10.1016/0169-5347(94)90088-4*

Birks, H.J.B. 1989. *Holocene isochrone maps and patterns of tree-spreading in the British-Isles. Journal of Biogeography. 16: 503–540. doi:10.2307/2845208*

Buckley, L.B. 2008. *Linking traits to energetics and population dynamics to predict lizard ranges in changing environments. American Naturalist. 171: E1–E19. doi:10.1086/523949*

Cain, M.L., Damman, H. und Muir, A. 1998. *Seed dispersal and the Holocene migration of woodland herbs. Ecological Monographs. 68: 325–347. doi:10.1890/0012-9615(1998)068[0325:SDATHM]2.0.CO;2*

Channell, R. und Lomolino, M.V. 2000. *Trajectories to extinction: spatial dynamics of the contraction of geographical ranges. Journal of Biogeography. 27: 169-179. doi:10.1046/j.1365-2699.2000.00382.x*

Cheddadi, R., Birks, H.J.B., Tarroso, P., Liepelt, S., Gömöry, D., Dullinger, S., Meier, E.S., Hülber, K., Maiorano, L. und Laborde, H. 2013. *Revisiting tree-migration rates: Abies alba (Mill.), a case study. Vegetation History and Archaeobotany. 23: 1-10. doi:10.1007/s00334-013-0404-4*

Connell, J.H. 1961. *Influence of interspecific competition and other factors on distribution of barnacle Chthamalus stellatus. Ecology. 42: 710-723. doi:10.2307/1933500*

Delcourt, H.R. und Delcourt, P.A. 1988. *Quaternary landscape ecology: Relevant scales in space and time. Landscape Ecology. 2: 23-44. doi:10.1007/BF00138906*

Engler, R., Randin, C.F., Vittoz, P., Czaka, T., Beniston, M., Zimmermann, N.E. und Guisan, A. 2009. *Predicting future distributions of mountain plants under climate change: does dispersal capacity matter? Ecography. 32: 34-45. doi:10.1111/j.1600-0587.2009.05789.x*

Gaston, K.J. 2009. *Geographic range limits: achieving synthesis. Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences. 276: 1395-1406. doi:10.1098/rspb.2008.1480*

Giesecke, T., Miller, P.A., Sykes, M.T., Ojala, A.E.K., Seppa, H. und Bradshaw, R.H.W. 2010. *The effect of past changes in inter-annual temperature variability on tree distribution limits. Journal of Biogeography. 37: 1394-1405. doi:10.1111/j.1365-2699.2010.02296.x*

Guisan, A. und Thuiller, W. 2005. *Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. Ecology Letters. 8: 993-1009. doi:10.1111/j.1461-0248.2005.00792.x*

Guisan, A. und Zimmermann, N.E. 2000. *Predictive habitat distribution models in ecology. Ecological Modelling. 135: 147–186. doi:10.1016/S0304-3800(00)00354-9*

Heikkinen, R.K., Luoto, M., Araújo, M.B., Virkkala, R., Thuiller, W. und Sykes, M.T. 2006. *Methods and uncertainties in bioclimatic envelope modelling under climate change. Progress in Physical Geography. 30: 751-777. doi:10.1177/0309133306071957*

Hulme, P.E. 2003. *Biological invasions: winning the science battles but losing the conservation war? Oryx. 37: 178-193. doi:10.1017/S003060530300036X*

Kullman, L. und Kjallgren, L. 2000. *A coherent postglacial tree-limit chronology (Pinus sylvestris L.) for the Swedish scandes: Aspects of paleoclimate and „recent warming" based on megafossil evidence. Arctic Antarctic and Alpine Research. 32: 419-428. doi:10.2307/1552391*

Lavorel, S. und Garnier, E. 2002. *Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: revisiting the Holy Grail. TreeMig: A forest-landscape model for simulating spatio-temporal patterns from stand to landscape scale. Ecological Modelling. 199: 409-420. doi:10.1016/j.ecolmodel.2005.11.046*

MacArthur, R.H. 1972. *Geographical ecology: patterns in the distribution of species. Harper & Row, New York. 269 S.*

Mack, R.N., Simberloff, D., Lonsdale, W.M., Evans, H., Clout, M. und Bazzaz, F.A. 2000. *Biotic invasions: Causes, epidemiology, global consequences, and control. Ecological Applications. 10: 689–710. doi:10.1890/1051-0761(2000)010[0689:BICEGC]2.0.CO;2*

Maestre, F.T., Callaway, R.M. Valladares, F. und Lortie, C.J. 2009. *Refining the stress-gradient hypothesis for competition and facilitation in plant communities. Journal of Ecology. 97: 199-205. doi:10.1111/j.1365-2745.2008.01476.x*

Meier, E.S., Edwards Jr., T.C., Kienast, F., Dobbertin, M. und Zimmermann, N.E. 2011. *Co-occurrence patterns of trees along macro-climatic gradients and their potential influence on the present and future distribution of Fagus sylvatica L. Journal of Biogeography. 38: 371-382. doi:10.1111/j.1365-2699.2010.02405.x*

Meier, E.S., Kienast, F., Pearman, P.B., Svenning, J.-C., Thuiller, W., M. Araújo, B., Guisan, A. und Zimmermann, N.E. 2010. *Biotic and abiotic variables show little redundancy in explaining tree species distributions. Climate, competition and connectivity affect future migration and ranges of European trees. Global Ecology and Biogeography. 21: 164-178. doi:10.1111/j.1466-8238.2011.00669.x*

Moody, M.E. und Mack, R.N. 1988. *Controlling the spread of plant invasions: the importance of nascent foci. Journal of Applied Ecology. 25: 1009-1021. doi:10.2307/2403762*

Nathan, R. und Muller-Landau, H.C. 2000. *Spatial patterns of seed dispersal, their determinants and consequences for recruitment. Trends in Ecology & Evolution. 15: 278-285. doi:10.1016/S0169-5347(00)01874-7*

Neilson, R.P., Pitelka, L.F., Solomon, A.M., Nathan, R., Midgley, G.F., Fragoso, J.M.V., Lischke, H. und Thompson, K. 2005. *Forecasting regional to global plant migration in response to climate change. Bioscience. 55: 749–759. doi:10.1641/10.1641/0006-3568(2005)055[0749:FRTGPM]2.0.CO;2*

Parmesan, C., Ryrholm, N., Stefanescu, C., Hill, J.K., Thomas, C.D., Descimon, H., Huntley, B., Kaila, L., Kullberg, J., Tammaru, T., Tennent, W.J., Thomas, J.A. und Warren, M. 1999. *Poleward shifts in geographical ranges of butterfly species associated with regional warming. Nature. 399: 579-583. doi:10.1038/21181*

Parmesan, C. und Yohe, G. 2003. *A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. Nature. 421: 37-42. doi:10.1038/nature01286*

Pearman, P.B. Guisan, A., Broennimann, O. und Randin, C.F. 2008. *Niche dynamics in space and time. Trends in Ecology & Evolution. 23: 149-158. doi:10.1016/j.tree.2007.11.005*

Pearson, R.G. und Dawson, T.P. 2003. *Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? Global Ecology and Biogeography. 12: 361-371. doi:10.1046/j.1466-822X.2003.00042.x*

Prentice, I.C., Cramer, W., Harrison, S.P., Leemans, R., Monserud, R.A. und Solomon, A.M. 1992. *A global biome model based on plant physiology and dominance, soil properties and climate. Journal of Biogeography. 19: 117-134. doi:10.2307/2845499*

Stauffer, D. und Aharony, A. 1994. *Introduction to percolation theory. 2nd edition. Taylor & Francis, London, Philadelphia. 181 S.*

Stohlgren, T.J. und Schnase, J.L. 2006. *Risk analysis for biological hazards: What we need to know about invasive species. Risk Analysis. 26: 163-173. doi:10.1111/j.1539-6924.2006.00707.x*

Svenning, J.C., Normand, S. und Skov, F. 2008. *Postglacial dispersal limitation of widespread forest plant species in nemoral Europe. Ecography. 31: 316-326. doi:10.1111/j.0906-7590.2008.05206.x*

Svenning, J.C. und Skov, F. 2004. *Limited filling of the potential range in European tree species. Ecology Letters. 7: 565–573. doi:10.1111/j.1461-0248.2004.00614.x*

Taylor, C.M. und Hastings, A. 2004. *Finding optimal control strategies for invasive species: a density-structured model for Spartina alterniflora. Journal of Applied Ecology. 41: 1049-1057. doi:10.1111/j.0021-8901.2004.00979.x*

Thomas, C.D. 2010. *Climate, climate change and range boundaries. Diversity and Distributions. 16: 488-495. doi:10.1111/j.1472-4642.2010.00642.x*

Tinner, W. und Lotter, A.F. 2006. *Holocene expansions of Fagus silvatica and Abies alba in Central Europe: where are we after eight decades of debate? Quaternary Science Reviews. 25: 526-549. doi:10.1016/j.quascirev.2005.03.017*

Turner, M.G. 1989. *Landscape Ecology: The Effect of Pattern on Process. Annual Review of Ecology and Systematics. 20: 171-197. doi:10.1146/annurev.es.20.110189.001131*

Welk, E. 2004. *Constraints in range predictions of invasive plant species due to non-equilibrium distribution patterns: Purple loosestrife (Lythrum salicaria) in North America. Ecological Modelling. 179: 551-567. doi:10.1016/j.ecolmodel.2004.04.020*

Zimmermann, N.E., Yoccoz, N.G., Edwards, Jr., T.C., Meier, E.S., Thuiller, W., Guisan, A., Schmatz, D.R. und Pearman, P.B. 2009. *Climatic extremes improve predictions of spatial patterns of tree species. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America. 106: 19723-19728. doi:10.1073/pnas.0901643106*

Zurell, D., Jeltsch, F., Dormann, C. F. und Schroder, B.. 2009. *Static species distribution models in dynamically changing systems: how good can predictions really be? Ecography. 32: 733-744. doi:10.1111/j.1600-0587.2009.05810.x*

Abb. 62: Wälder mit natürlichen Störungen in den Karpaten im Südwesten Polens. Windwurf, Befall durch den Borkenkäfer und Brände sind häufige Störungsereignisse in Bergwaldökosystemen. Solche Störungssequenzen nehmen aufgrund von Klimaveränderungen in der Zahl und Schwere zu (Foto: F. Krumm).

4.3 Können Ökosystemleistungen in einer heißeren und trockeneren Zukunft durch eingeführte oder heimische Baumarten gewährleistet werden?

Andreas Rigling, Arthur Gessler, Linda Feichtinger, Valentin Queloz und Thomas Wohlgemuth

Durch den Klimawandel könnten sich Prozesse in Waldökosystemen tiefgreifend verändern – mit Auswirkungen auf biogeochemische Kreisläufe, Biodiversität und Produktivität (z. B. Lindner et al. 2014). Temperatur- und trockenheitsbedingte Veränderungen wurden als wichtige Auslöser für eine erhöhte Baummortalität und Verschiebungen der Verbreitung von Arten weltweit erkannt (Allen et al. 2010). In Europa zeigen bereits verschiedene heimische Baumarten wie die Waldkiefer (*Pinus sylvestris* L.), die Gemeine Fichte (*Picea abies* (L.) H. Karst.) und die Rotbuche (*Fagus sylvatica* L.) eine erhöhte Sensibilität gegenüber den jüngsten Temperaturanstiegen als auch der Zunahme extremer Trockenperioden, was zu Wachstumsreduktion oder erhöhten Mortalitätsraten führt (Temperli et al. 2012, Rigling et al. 2013, Lebourgeois et al. 2010). Prognosen zufolge werden sich die Häufigkeit und Intensität extremer Niederschlagsereignisse und das Auftreten von Trockenperioden in den kommenden Jahrzehnten verstärken (IPCC 2014). In Verbindung mit den steigenden Temperaturen sind heiße Trockenperioden zu erwarten (Allen et al. 2015), welche die Walddynamik wesentlich beeinflussen könnten – entweder direkt durch Erhöhung der Mortalität oder indirekt durch Verringerung des Wachstums und der Vitalität der Bäume. Dies könnte die Baumverjüngung beeinträchtigen und die Anfälligkeit der Bäume gegenüber Schädlingen und Krankheiten erhöhen (Anderegg et al. 2015).

Veränderungen dieser Art stellen eine Herausforderung für die nachhaltige Waldbewirtschaftung dar, die wichtige Ökosystemleistungen für die Zukunft gewährleisten soll. Ein wesentliches Element des Waldmanagements ist die Auswahl von geeigneten Mischungen aus verschiedenen Baumarten. Einerseits könnte sich eine hohe Biodiversität (d. h. Selektions- und Komplementaritätseffekte, Loreau und Hector 2001) positiv auf die Trockenheitsresistenz der Bäume in artenreichen Wäldern auswirken (z. B. Van der Plas et al. 2016). Andererseits sollten die prognostizierten Klimabedingungen bei der Anpassung der künftigen Waldbewirtschaftung und des Baumartenportfolios berücksichtigt werden. Da in bestimmten Regionen die Wahrscheinlichkeit sehr hoch ist, dass heimische Baumarten unter einem heißeren und trockeneren Klima in ihrem Wachstum stark limitiert werden, könnten unsere Wälder mit trockenheitstoleranten, nicht einheimischen Baumarten ergänzt werden (Lindner et al. 2014).

In Europa wurden eingeführte Baumarten seit dem späten 19. Jahrhundert gepflanzt und gefördert. Ursprünglich wurden diese aufgrund ihrer Holzqualität und Produktivität ausgewählt. In Zukunft könnte jedoch die Trockenheitstoleranz eingeführter Baumarten für das Baumartenportfolio an Bedeutung gewinnen, da ausgewählte nicht-einheimische Baumarten dem künftigen Klimawandel besser standhalten könnten (Lindner et al. 2014).

Ein Überblick über das Potenzial und die Nachteile von 15 eingeführten Baumarten, die für Mitteleuropa relevant sind, wurde kürzlich von Vor et al. (2015) veröffentlicht. In diesem Kapitel konzentrieren wir uns auf zwei der in dieser Publikation genannten eingeführten Baumarten, die Gewöhnliche Douglasie (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) und die Schwarzkiefer (*Pinus nigra* Arnold), die in den meisten Gebieten Westeuropas gebietsfremd ist (San-Miguel-Ayanz et al. 2016). Obwohl auf dem Klimawandel basierende Prognosen für die zukünftige Produktivität der Douglasie in Nordamerika auf erhebliche trockenheitsbedingte Verschiebungen des Verbreitungsgebietes bis 2090 hindeuten (Weiskittel et al. 2012), werden in Europa Douglasie und Schwarzkiefer oft als potenzielle nichtheimische Alternativen zur heimischen und ökonomisch wichtigen Fichte und Waldkiefer diskutiert (Spellmann 2011, Kownatzki et al. 2011, Jansen et al. 2013, Lévesque et al. 2013, Moser et al. 2016). Darüber hinaus könnten die folgenden trockenheitstoleranten Arten von Interesse sein, worauf hier aber nicht näher eingegangen wird:

- Eukalyptusbaum (*Eucalyptus* spp.), der hauptsächlich in Spanien und Portugal angepflanzt wird (Kapitel 5.5)
- Gewöhnliche Robinie (*Robinia pseudoacacia* L.), die als Pionierart zur Verbesserung der Bodenfruchtbarkeit Verwendung findet (Kapitel 5.1)
- Götterbaum (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle), der aus Gärten und öffentlichen Grünanlagen verwildert und europäische Wälder zu besiedeln beginnt (Kapitel 5.7)
- Weitere Kiefernarten (*Pinus* spp.) (Kapitel 5.8) und Zypressen (*Cupressus* spp.).

Die Trockenheitstoleranz variiert je nach Baumart aufgrund artspezifischer Merkmale und verändert sich zwischen den verschiedenen Lebensphasen, insbesondere zwischen der Etablierungs- und Altersphase.

Die Sensibilität gegenüber biotischen und abiotischen Stressfaktoren kann sich während eines Baumlebens stark verändern (z. B. Oliver und Larson 1996). Wenn man daher über die trockenheitsbedingten Auswirkungen auf Waldökosysteme und über Alternativen zu heimischen Arten in unseren Wäldern diskutiert, sollte zwischen den verschiedenen Altersphasen unterschieden werden. Aber wie lässt sich die Trockenheitstoleranz einer Baumart quantifizieren?

Viele Studien konzentrieren sich auf Schlüsselprozesse wie Mortalität, Wachstum und Verjüngungserfolg und deren Veränderung im Verlaufe der Zeit, in Bezug zum Baumalter und entlang ökologischer Gradienten (z. B. Lévesque et al. 2014a). Insbesondere Vegleichsmessungen der Trockenheitstoleranz in Provenienzversuchen (z. B. Eilmann et al. 2013) oder Versuchsbeständen aus mehreren Baumarten (z. B. Eilmann und Rigling 2012) sind gut geeignet, um die relative Trockenheitstoleranz von Arten oder Provenienzen zu interpretieren. Bei den Analysen sollten idealerweise verschiedene Zeitfenster miteinander kombiniert werden, z. B. Trendanalysen über mehrere Jahre hinweg, mit Reaktionen aus einzelnen Jahren und Extremjahren (z. B. Lévesque et al. 2014a) und intra-annuelle Reaktionen (z. B. Lewis et al. 2001). Um die Mechanismen hinter den beobachteten Wachstumsreaktionen besser zu verstehen, sind Kombinationen aus Wachstumsanalysen und Messungen physiologischer Größen (z. B. stabile Isotope, Effizienz der Wassernutzung oder Kavitation) besonders wertvoll (z. B. Lévesque et al. 2014b). Zudem sollten die

Ergebnisse unbedingt von der Baum- auf die Bestandes- oder Landschaftsebene extrapoliert und die Versuchsergebnisse kreuzvalidiert werden. In solchen Fällen sind prozessbasierte Modellierungsansätze sinnvoll (z. B. Temperli et al. 2012).

Douglasienkeimlinge können besonders anfällig gegenüber Trockenheit inklusive Frosttrocknis im Winter sein (Anekonda et al. 2002, Hermann und Lavender 2004, Kownatzki et al. 2011). Die Ergebnisse eines Topfversuches zeigten, dass die heimische Waldkiefer in der Installationsphase der Keimlinge trockenheitstoleranter als die Douglasie ist, deren Keimlinge ein langsameres Wurzelwachstum in tiefere Bodenschichten aufweisen (Moser et al. 2016). Die Douglasienkeimlinge erreichen dadurch erst später das Wasser der tieferen Bodenschichten was speziell während Trockenperioden überlebensnotwendig ist. Ähnliches ergab ein Versuch, bei dem Setzlinge von acht verschiedenen Baumarten an drei Trockenstandorten im schweizerischen Rhonetal gepflanzt wurden (Rigling et al., unveröffentlicht). Die Mortalität war je nach Baumart sehr unterschiedlich, wobei die Douglasie die höchste Mortalitätsrate aufwies (Abb. 63). In einem weiteren Versuch wurde festgestellt, dass Schwarzkiefernkeimlinge aus einer mediterranen Samenquelle im Vergleich zu Keimlingen der heimischen Waldkiefer aus den Zentralalpen trockenheitstoleranter waren. Die Schwarzkiefernkeimlinge zeigten ein höheres Verhältnis zwischen Wurzel und Spross, was eine bessere Nutzung der Wasserressourcen im Boden gewährleistet (Richter et al. 2012).

Abb. 63: Artspezifische Mortalitätsraten ein, zwei und drei Jahre nach Pflanzung. Die Mortalitätssraten entsprechen den mittleren Prozentsätzen der Arten, die an drei verschiedenen Trockenstandorten im inneralpinen Rhonetal in der Schweiz gepflanzt wurden.

Bei der Verbesserung der Trockenheitsresistenz zukünftiger Wälder kommt der sorgfältigen Auswahl der Baumarten und ihrer Provenienzen eine entscheidende Bedeutung zu.

Hinsichtlich der Trockenheitstoleranz gibt es erhebliche Unterschiede zwischen den Provenienzen einer Art. Eingeführte Provenienzen aus Gebieten mit trockenen Sommern und kalten Wintern sind grundsätzlich am besten für die warmen und trockenen Bedingungen in Europa geeignet. Dies wurde beispielsweise in einem Klimakammernversuch nachgewiesen, bei dem sich Douglasienkeimlinge aus Binnenregionen am besten an ausgedehnte Hitze- und Trockenperioden angepasst zeigten (Jansen et al. 2014). Solche Provenienzen könnten somit für die Forstwirtschaft Mitteleuropas geeignet sein, da hier mit wärmeren und trockeneren Bedingungen gerechnet werden muss. Jedoch ist zu beachten, dass gerade die Douglasie aus Binnenregionen anfälliger für bestimmte Pilzkrankheiten (z. B. die Rostige (*Rhabdocline pseudotsugae* Syd.) und die Rußige Douglasienschütte (*Phaeocryptopus gaeumannii* (T. Rohde) Petr.)) sind als Provenienzen aus feuchteren Küstenregionen (Hartmann et al. 2007). Dieser Nachteil zeigt, dass neben der Auswahl der geeigneten Provenienz auch eine sorgfältige Standortsbeurteilung notwendig ist.

Für einige Baumarten und Regionen in Europa wurden in den Jahren nach dem extrem heißen und trockenen Jahr 2003 hohe Mortalitätsraten gemeldet (z.B. Carnicer et al. 2011). Die Douglasie hingegen, zeigte je nach Standort sehr unterschiedliche Reaktionen. In verschiedenen Regionen Frankreichs, darunter die hochproduktiven Regionen Bourgogne und Midi-Pyrénées, reduzierte sich das Wachstum der Douglasie und die Baumsterblichkeit erhöhte sich. Dies wurde auf den extremen Wassermangel im Boden zurückgeführt. Die Erholung nach den wiederholten Trockenperioden wurde zusätzlich durch Nährstoffmangel im Boden verzögert (Sergent et al. 2014).

Zudem wurden während und nach der Hitzewelle 2003 in dem Gebiet um das französische Massif Central teilweise oder vollständige Nadelnekrosen beobachtet (Martinez-Meier et al. 2008). Die überlebenden Individuen der Douglasie wiesen eine deutlich höhere Holzdichte in ihren Stämmen und Ästen auf, was ein Indiz für ein geringeres Kavitationsrisiko als bei den absterbenden Bäumen sein könnte. Tatsächlich wurden große Unterschiede in den Holzeigenschaften der überlebenden Individuen und ein verstärktes Auftreten von Kavitation in den Folgejahren bei einzelnen Individuen verschiedener Provenienzen auf verschiedenen Standorten beobachtet. Dalla-Salda et al. (2009) schließen daher, dass sich die Douglasie anscheinend an die extremen Trockenperioden anpassen und im Folgejahr teilweise erholen konnte, was auf ein hohes Anpassungspotenzial der Douglasie hindeutet.

Die Douglasie ist in der Keimungs- und Etablierungsphase stark trockenheitsempfindlich, kann sich aber nach erfolgreicher Etablierung an extreme Trockenheit anpassen.

Dies konnte durch eine Studie bestätigt werden, welche Bestände an einem steilen Südhang mit flachgründigen Böden im schweizerischen inneralpinen Rhonetal untersuchte

(Eilmann und Rigling 2012, Abb. 64). Im Rahmen dieser Studie wurden 1970 vier verschiedene Nadelbaumarten – Waldkiefer, Europäische Lärche (*Larix decidua* Mill.), Schwarzkiefer und Douglasie – angepflanzt. Um die Etablierung der Setzlinge auf diesem sehr trockenen Standort zu unterstützen, wurden die Bäumchen während der ersten Jahre nach Perioden ohne Niederschlag bewässert. Es wurde das Wachstumsverhalten während vier extrem trockenen Jahren (einschließlich 2003) und der anschließenden Erholungsperiode analysiert. Douglasie und Schwarzkiefer zeigten im gesamten Untersuchungszeitraum keine Mortalität, hohe Wachstumsraten und eine plastische Reaktion auf die extrem trockenen Jahre. Bei Waldkiefer und Europäischer Lärche waren hingegen geringere Wachstumsraten und eine langsamere Erholung nach langanhaltender Trockenheit zu beobachten. Die Sterblichkeit nahm bei der Waldkiefer zu, während bei der Europäischen Lärche Wipfeldürre festzustellen war. Diese Erkenntnisse wurden von Lévesque et al. (2014a) bestätigt, die das Wachstumsverhalten von fünf Nadelbaumarten in Bezug auf vergangene Klimaveränderungen und schwere Trockenperioden entlang von Klimagradienten in vier biogeografischen Regionen in Mitteleuropa untersuchten und zwar in den nördlichen Schweizer Alpen, im Schweizer Mittelland (Abb. 65), am Jurasüdfuß und in den trockenen Zentralalpen (Abb. 66). Der Radialzuwachs der Schwarzkiefer und Douglasie war weniger stark von den klimatischen Veränderungen und Trockenperioden betroffen, als dies bei heimischer Fichte, Europäischer Lärche und Waldkiefer der Fall war. Schwarzkiefer und Douglasie konnten hohe Radialzuwächse halten, und nur wenige Bäume reagierten deutlich auf Temperatur, Niederschlag und Bodenfeuchtigkeit entlang des Gradienten. Schwarzkiefer und Douglasie folgen einer Vermeidungsstrategie gegen Trockenheit und reduzieren durch eine effektive stomatäre Kontrolle den Transpirationsverlust während Trockenperioden, wodurch sie ihre Kohlenstoffaufnahme bei günstigen Bodenfeuchtigkeitsbedingungen maximieren können (Lassoie und Salo 1981, Lebourgeois et al. 1998). Somit sind die adulten Schwarzkiefern und Douglasien in der Lage, eine positive Kohlenstoffbilanz unter Trockenheitsbedingungen beizubehalten, und sind damit weniger empfindlich gegenüber Trockenheit. Wachstumsreduzierung war bei Schwarzkiefer und Douglasie während extrem trockenen Jahren selten und trat nur an den trockensten Standorten in den Tälern der Zentralalpen auf (Abb. 66). Allerdings konnten sich beide Arten im Folgejahr nach den Ereignissen wieder erholen oder sogar ihr Wachstum von vor der Trockenperiode übertreffen, was auf ihre ausgeprägte Fähigkeit hindeutet, eine trockenheitsbedingte Wachstumsreduzierung auszugleichen (Lévesque et al. 2013).

Diese Ergebnisse stimmen mit denjenigen einer Modellierungsstudie im Schwarzwald in Deutschland überein, bei der die Walddynamik und die Bereitstellung von Ökosystemleistungen unter verschiedenen Klimawandel- und Managementszenarien in einem prozessbasierten Modell (LandClim) simuliert wurden (Temperli et al. 2012). Dabei wurde u. a. die Einführung der Douglasie als ein Managementszenario getestet. Die Ergebnisse zeigten auf, dass das Risiko einer trockenheitsbedingten Schädigung der Fichte hoch ist. Demensprechend wurden großflächige Umwandlungen in besser an Trockenheit angepasste Waldtypen empfohlen und dies unter Beimischung der Douglasie.

Dabei gilt es zu berücksichtigen, dass sich die verschiedenen Provenienzen der Douglasie deutlich unterscheiden in Bezug auf ihre Empfindlichkeit gegenüber extremer Trockenheit. Zudem gibt es einen Trade-off zwischen der langfristigen Wachstumsleistung unter durchschnittlichen Bedingungen und der Reaktion einer bestimmten Provenienz auf extreme Ereignisse (Jansen et al. 2013). Dennoch wurde die Förderung der Douglasie als Option diskutiert, um hohe Holzerträge unter heißeren und trockeneren Klimabedingungen zu erreichen.

Abb. 64: Aufforstungsversuch, der von Eilmann und Rigling (2012) zusammengefasst wurde: Wald-Kiefer, Europäische Lärche, Schwarzkiefer und Douglasie wurden an einem Trockenstandort in der Nähe von Gampel im inneralpinen Rhonetal in der Schweiz gepflanzt (Foto: A. Rigling).

Abb. 65: Hochproduktiver Mischbestand aus Douglasie und Europäischer Lärche im schweizerischen Mittelland in der Nähe von Stein am Rhein. Die Durchschnittshöhe der Douglasie beträgt hier 40 m (Foto: A. Rigling).

Wenn heimische durch eingeführte Baumarten ersetzt werden, sollten großflächige Monokulturen vermieden und gemischte, ungleichaltrige Bestände gefördert werden, die weniger empfindlich gegenüber Schädlingen und Krankheiten sind.

Nicht-einheimische Baumarten kommen als interessante Alternative in Betracht, wenn heimische Baumarten eine hohe Anfälligkeit gegenüber Trockenheit zeigen. In Anbetracht der Unsicherheiten über die Ökosystemverträglichkeit von eingeführten Baumarten sollten heimische Baumarten bevorzugt werden. Andererseits zeigen jüngste Erfahrungen mit eingeschleppten Krankheiten und Schädlingen, wie z. B. dem Eschentriebsterben (verursacht durch den Erreger *Hymenoscyphus fraxineus* (T. Kowalski) Baral, Queloz & Hosoya) oder dem Asiatischen Eschenprachtkäfer (*Agrilus planipennis* Fairmaire), dass auch heimische und gut angepasste Baumarten plötzlich existenziell bedroht sein können (Orlova-Bienkowskajy 2014, Gross et al. 2014, vgl. Exkurs 20 über Eschentriebsterben). Wenn wir beschließen, heimische durch eingeführte Baumarten zu ersetzen, sollten großflächige Monokulturen vermieden und gemischte, ungleichaltrige Bestände gefördert werden, die weniger empfindlich gegenüber Schädlingen und Krankheiten sind.

Um die gegenwärtigen Wälder auf die künftigen heißeren und trockeneren Bedingungen vorzubereiten, muss der Trade-off zwischen der geringeren Produktivität zugunsten einer langfristig verbesserten Trockenheitsresistenz in Kauf genommen werden.

Ein weiterer wichtiger Aspekt, der in Betracht gezogen werden muss, ist der mögliche Widerspruch zwischen Produktivität und Trockenheitsresistenz. Montwé et al. (2015) kommen zum Schluss, dass die Auswahl trockenheitsresistenter Provenienzen als langfristige Anpassungsstrategie an den Klimawandel vorrübergehend zu Lasten der Produktivität gehen könnte. Diese Philosophie wird bereits in vielen Schutzwäldern praktisch umgesetzt, in denen die Waldbestände prioritär zur Erhaltung oder Verbesserung der Stabilität bewirtschaftet werden und dies zu Lasten der Produktivität. Wenn dies allerdings in Wäldern umgesetzt werden soll, in denen die Holzproduktion oberstes Managementziel ist, würde die Optimierung der Waldbewirtschaftung hin zu einer verbesserten Trockenheitsresistenz (wobei die Holzproduktion zumindest vorrübergehend weniger wichtig wäre) eine vollständige Verschiebung der Prioritäten bedeuten.

Um eine Anpassung unserer Wälder an den prognostizierten Klimawandel zu ermöglichen, müssen je nach Standort alternative, trockenheitsresistente Baumarten in Betracht gezogen werden. Es ist jedoch zu beachten, dass sowohl direkte als auch indirekte Auswirkungen von Hitze und Trockenheit auf die Baumvitalität berücksichtigt werden müssen. Zudem sollten biotische und abiotische Stressfaktoren und ihre Wechselwirkungen sowie die allgemeine Anfälligkeit der Baumarten gegenüber Schädlingen und Krankheiten bedacht werden (San-Miguel-Ayanz et al. 2016). Das Ziel sollte stets darin bestehen, die generelle Anfälligkeit der Ökosysteme zu minimieren und die Bereitstellung aller Ökosystemleistungen zu optimieren (Lindner et al. 2014).

Abb. 66: Die Ergebnisse der sog. „Superposed Epoch" Analyse zeigen die negativen und positiven Abweichungen im Baumwachstum (Standardchronologie mit beibehaltener Autokorrelation) für das Trockenjahr (0) und drei Jahre vor und nach dem Trockenjahr. Schwarze Punkte deuten auf erhebliche ($P \leq 0{,}05$) Wachstumsabweichungen bei 1000 Zufallssimulationen hin. Das Trockenjahr (0) entspricht den drei Jahren mit der geringsten Bodenfeuchtigkeit während der Untersuchungsperiode sowie dem extremen Trockenjahr 2003 (Lévesque et al. 2014a, abgeändert).

Neue Schädlinge oder Krankheiten können das Wachstum und die Vitalität von Baumarten – ob heimisch oder eingeführt – schlagartig und fundamental verändern.

Exkurs 20: ESCHENTRIEBSTERBEN – ein Beispiel für einen neuen, sich schnell ausbreitenden Krankheitserreger, der eine heimische Baumart bedroht.

In Europa werden die Eschen (*Fraxinus* spp.) von einer neuen Pilzkrankheit bedroht. Dieses Phänomen, ist als „Eschentriebsterben" bekannt und wird durch den Erreger *Hymenoscyphus fraxineus* verursacht. Die ersten kränkelnden Eschen wurden 1992 im Nordosten Polens beobachtet. Anschließend verbreitete sich die Krankheit rasch über Sporen in der Luft. Nach nur zwei Jahrzehnten wurde der Erreger in weiten Teilen des Verbreitungsgebietes der Gemeinen Esche (*Fraxinus excelsior* L.) nachgewiesen. Dies zeigt die Anfälligkeit von Baumarten gegenüber neuen Schädlingen oder Krankheiten, und zwar unabhängig davon, ob es sich um heimische oder eingeführte Baumarten handelt. Jedoch bedroht dieser Erreger nicht nur die Gemeine Esche, sondern auch die anderen europäischen (z. B. Schmalblättrige Esche (*F. angustifolia* Vahl), Manna-Esche (*F. ornus* L.)) sowie die nordamerikanischen Eschenarten (z. B. Grün-Esche (*F. pennsylvanica* Marshall), Schwarz-Esche (*F. nigra* Marshall)). Hingegen sind die asiatischen Eschenarten, wie die Mandschurische Esche (*F. mandshurica* Rupr.) und die Chinesische Esche (*F. chinensis* Roxb.) resistent gegenüber der Krankheit, was die Herkunft des Erregers in Ostasien bestätigt. Mehr als 90 % der Gemeinen Eschen in Europa sind von dem Eschentriebsterben befallen, während 10 % der Bäume tolerant oder resistent zu sein scheinen. Allerdings hat sich nun der Asiatische Eschenprachtkäfer (*Agrilus planipennis*) in jüngster Zeit im Gebiet um Moskau verbreitet und bedroht nun ebenfalls die Gemeine Esche (Orlova-Bienkovskaja 2014). Die asiatischen Eschenarten sind anscheinend auch gegenüber diesem Schadorganismus relativ tolerant und könnten eine Alternative zur Gemeinen Esche in Europa werden.

Abb. 67: Karte des natürlichen Verbreitungsgebiets der Gemeinen Esche (blau) und die Jahresangaben für das erste Auftreten des Eschentriebsterbens in den verschiedenen europäischen Ländern. Verändert nach EUFORGEN (2009) und Gross et al. (2014).

Literaturverzeichnis

Allen, C.D., Macalady, A., Chenchouni, H., Bachelet, D., McDowell, N., Vennetier, M., Gonzales, P., Hogg, T., Rigling, A., Breshears, D.D., Fensham, R., Zhang, Z., Kitzberger, T., Lim, J.-H., Castro, J., Allard, G., Running, S.W., Semerci, A. und Cobb, N. 2010. *A global overview of drought and heat-induced mortality reveals emerging climate change risks for forests. Forest Ecology and Management. 259: 660–684. doi:10.1016/j.foreco.2009.09.001*

Allen, C.D., Breshears, D.D., McDowell, N.G. 2015. *On underestimation of global vulnerability to tree mortality and forest die-off from hotter drought in the Anthropocene. Ecosphere. 6: 1–55. doi:10.1890/ES15-00203.1*

Anderegg, W.R.L., Hicke, J.A., Fisher, R.A., Allen, C.D., Aukema, J., Bentz, B., Hood, S., Lichtstein, J.W., Macalady, A.K., McDowell, N., Pan, Y., Raffa, K., Sala, A., Shaw, J.D., Stephenson, N.L., Tague, C., und Zeppel, M. 2015. *Tree mortality from drought, insects, and their interactions in a changing climate. New Phytologist. 208: 674–683. doi:10.1111/nph.13477*

Anekonda, T.S., Lomas, M.C., Adams, W.T., Kavanagh, K.L. und Aitken, S.N. 2002. *Genetic variation in drought hardiness of coastal Douglas-fir seedlings from British Columbia. Canadian Journal of Forest Research. 32: 1701–1716. doi:10.1139/x02-091*

Carnicer, J., Coll, M., Ninyerola, M., Pons, X., Sanchez, G., Penuelas, J. 2011. *Widespread crown condition decline, food web disruption, and amplified tree mortality with increased climate change-type drought. Proceedings of the National Academy of Sciences USA. 108: 1474–1478. doi:10.1073/pnas.1010070108*

Dalla-Salda, G., Martinez-Meier, A., Cochard, H. und Rozenberg, P. 2009. *Variation of wood density and hydraulic properties of Douglas-fir (Pseudotsuga menziesii (Mirb.) Franco) clones related to heat and drought wave in France. Forest Ecology and Management. 257: 182–189. doi:10.1016/j.foreco.2008.08.019*

Eilmann, B. und Rigling, A. 2012. *Tree-growth analysis to estimate drought tolerance of different tree species. Tree Physiology. 32: 178–187. doi:10.1093/treephys/tps004*

Eilmann, B., de Fries, S.M.G., den Ouden, J., Mohren, G.M.J., Sauren, P. und Sass-Klaassen, U. 2013. *Origin matters! Difference in drought tolerance and productivity of coastal Douglas-fir (Pseudotsuga menziesii (Mirb.)) provenances. Forest Ecology and Management. 302: 133–143. doi:10.1016/j.foreco.2013.03.031*

EUFORGEN 2009. *Distribution map of Common ash (Fraxinus excelsior). Available from www.euforgen.org, first published online in 2003, updated on 30 July 2008. European Forest Genetic Resources Programme.*

Gross, A., Hosoya, T. und Queloz, V. 2014. *Population structure of the invasive forest pathogen Hymenoscyphus pseudoalbidus. Molecular Ecology. 23: 2943–2960. doi:10.1111/mec.12792*

Hartmann, G., Nienhaus, F. und Butin. H. 2007. *Farbatlas Waldschäden. Diagnose von Baumkrankheiten. 3. neu bearbeitete und erweiterte Auflage. Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart. 269 S.*

Hermann, R.K. und Lavender, D.P. 2004. *Pseudotsuga menziesii (Mirb.) Franco. In: Burns, R.M., Honkala, B. (Hrsg.), Silvics of North America. US Dep. Agriculture Handbooks 654, Washington D.C., S. 1080–1108.*

IPCC 2014. *Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Core Writing Team, R.K. Pachauri und L.A. Meyer (Hrsg.). IPCC, Genf, Schweiz.*

Jansen, K., Sohrt, J., Kohnle, U., Ensminger, I. und Gessler, A. 2013. *Tree ring isotopic composition, radial increment and height growth reveal provenance-specific reactions of Douglas-fir towards environmental parameters. Trees – Structure and Function. 27: 37–52. doi:10.1007/s00468-012-0765-9*

Jansen, K., Du B., Kayler, Z., Siegwolf, R., Ensminger, I., Rennenberg, H., Kammerer, B., Jaeger, K., Schaub, M., Kreuzwieser, J. und Gessler, A. 2014. *Douglas-fir seedlings exhibit metabolic responses to increased temperature and atmospheric drought. PloS ONE. 9(12): e114165. doi:10.1371/journal.pone.0114165*

Kownatzki, D., Kriebitzsch, W.-U., Bolte, A., Liesebach, H., Schmitt, U. und Elsasser, P. 2011. *Zum Douglasienanbau in Deutschland Ökologische, waldbauliche, genetische und holzbiologische Gesichtspunkte des Douglasienanbaus in Deutschland und den angrenzenden Staaten aus naturwissenschaftlicher und gesellschaftspolitischer Sicht. Johann Heinrich von Thünen-Institut. Landbauforschung, Sonderheft 344. 67 S.*

Lassoie, J.P. und Salo, D.J. 1981. *Physiological-response of large Douglas-fir to natural and induced soil-water deficits. Canadian Journal of Forest Research. 11: 139–144. doi:10.1139/x81-019*

Lebourgeois, F., Levy, G., Aussenac, G., Clerc, B. und Willm, F. 1998. *Influence of soil drying on leaf water potential, photosynthesis, stomatal conductance and growth in two black pine varieties. Annals of Forest Science. 55: 287–299. doi:10.1051/forest:19980302*

Lebourgeois, F., Rathgeber, C.B.K. und Ulrich, E. 2010. *Sensitivity of French temperate coniferous forests to climate variability and extreme events (Abies alba, Picea abies and Pinus sylvestris). Journal of Vegetation Science. 21: 364–376. doi:10.1111/j.1654-1103.2009.01148.x*

Lévesque, M., Siegwolf, R., Saurer, M., Brang, P., Eilmann, B., Bugmann, H. und Rigling, A. 2013. *Drought response of five conifer species under contrasting water availability suggests high vulnerability of Norway spruce and European larch. Global Change Biology. 19: 3184–3199. doi:10.1111/gcb.12268*

Lévesque, M., Rigling, A., Bugmann, H., Weber, P. und Brang, P. 2014a. *Growth response of five co-occurring conifers to drought across a wide climatic gradient in Central Europe. Agriculture and Forest Meteorology. 197: 1–12. doi:10.1016/j.agrformet.2014.06.001*

Lévesque, M., Saurer, M., Siegwolf, R., Eilmann, B. und Rigling, A. 2014b. *Increased water-use efficiency does not lead to enhanced tree growth under xeric and mesic conditions. New Phytologist. 203: 94–109. doi:10.1111/nph.12772*

Lewis, J.D., Lucash, M., Olszyk, D. und Tingey, D.T. 2001. *Seasonal patterns of photosynthesis in Douglas fir seedlings during the third and fourth year of exposure to elevated CO2 and temperature. Plant, Cell and Environment. 24: 539–548. doi:10.1046/j.1365-3040.2001.00700.x*

Lindner, M., Fitzgerald, J.B., Zimmermann, N.E., Reyer, C., Delzon, S., van der Maaten, E., Schelhaas, M.-J., Lasch, P., Eggers, J. und van der Maaten-Theunissen, M. 2014. *Climate change and European forests: What do we know, what are the uncertainties, and what are the implications for forest management? Journal of Environmental Management. 146: 69–83. doi:10.1016/j.jenvman.2014.07.030*

Loreau, M. und Hector, A. 2001. *Partitioning selection and complementarity in biodiversity experiments. Nature. 412: 72–76. doi:10.1038/35083573*

Martinez-Meier, A., Sanchez, L., Pastorino, M., Gallo, L. und Rozenberg, P. 2008. *What is hot in tree rings? The wood density of surviving Douglas-firs to the 2003 drought and heat wave. Forest Ecology and Management. 256: 837–843. doi:10.1016/j.foreco.2008.05.041*

Montwé, D., Spiecker, H. und Hamann, A. 2015. *Five decades of growth in a genetic field trial of Douglas-fir reveal trade-offs between productivity and drought tolerance. Tree Genetics and Genomes. 11: 1–11. doi:10.1007/s11295-015-0854-1*

Moser, B., Bachofen, C., Müller, J., Metslaid, M., Wohlgemuth, T. 2016. *Root architecture might account for contrasting establishment success of Pseudotsuga menziesii var. menziesii and Pinus sylvestris in Central Europe under dry conditions. Annals of Forest Science. doi:10.1007/s13595-016-0574-1*

Oliver, C.D. und Larson, B.C. 1996. *Forest Stand Dynamics. John Wiley & Sons. 509 S.*

Orlova-Bienkowskajy, M.J. 2014. *Ashes in Europe are in danger: the invasive range of Agrilus planipennis in European Russia is expanding. Biological Invasions. 16: 1345–1349. doi:10.1007/s10530-013-0579-8*

Richter, S., Kipfer, T., Wohlgemuth, T., Calderón Guerrero, C., Ghazoul, J. und Moser, B. 2012. *Phenotypic plasticity facilitates resistance to climate change in a highly variable environment. Oecologia. 169: 269–279. doi:10.1007/s00442-011-2191-x*

Rigling, A., Bigler, C., Eilmann, B., Mayer, P., Ginzler, C., Vacchiano, G., Weber, P., Wohlgemuth, T., Zweifel, R. und Dobbertin, M. 2013. *Driving factors of a vegetation shift from Scots pine to pubescent oak in dry Alpine forests. Global Change Biology. 19: 229–240. doi:10.1111/gcb.12038*

San-Miguel-Ayanz, J., de Rigo, D., Caudullo, G., Houston Durrant, T. und Mauri, A. (Hrsg.) 2016. *European atlas of forest tree species. European Commission.*

Sergent, A.-S., Rozenberg, P. und Bréda, N. 2014. *Douglas-fir is vulnerable to exceptional and recurrent drought episodes and recovers less well on less fertile sites. Annals of Forest Science. 71: 697–708. doi:10.1007/s13595-012-0220-5*

Spellmann, H., Albert, M., Schmidt, M., Sutmöller, J. und Overbeck, M. 2011. *Waldbauliche Anpassungsstrategien für veränderte Klimaverhältnisse. AFZ-DerWald. 66: 19–23.*

Temperli, C., Bugmann, H. und Elkin, C. 2012. *Adaptive management for competing forest goods and services under climate change. Ecological Applications. 22: 2065–2077. doi:10.1890/12-0210.1*

Van der Plas, F., Manning, P., Soliveres, S. et al. 2016. *Biotic homogenization can decrease landscape-scale forest multifunctionality. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America (PNAS). 113: 3557–3562. doi:10.1073/pnas.1517903113*

Vor, T., Spellmann, H., Bolte, A. und Ammer, C. (Hrsg.) 2015. *Potenziale und Risiken eingeführter Baumarten : Baumartenportraits mit naturschutzfachlicher Bewertung. Göttingen: Universitätsverlag, 296 S.*

Weiskittel, A.R., Crookston, N.L. und Rehfeldt, G.E. 2012. *Projected future suitable habitat and productivity of Douglas-fir in western North America. Schweizerische Zeitschrift fur Forstwesen. 163: 70–78. doi:10.3188/szf.2012.0070*

4.4 Pathogene eingeführter Baumarten: Möglichkeiten der biologischen Bekämpfung

Steve Woodward, Alberto Santini und Tuğba Doğmuş

Krankheiten, die invasive Baumarten befallen, sind weit verbreitet, und einige sind wohl bekannt. Bis heute jedoch wurden Pathogene nur selten zur Bekämpfung dieser Baumarten genutzt. In dieser kurzen Bewertung werden anhand einer Liste ausgewählter eingeführter Baumarten die Pathogene aufgezeigt, die diese Pflanzenarten innerhalb und außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebiets befallen. Der Fokus liegt dabei auf den Baumarten, die eingeführt wurden und sich in bestimmten Teilen Europas invasiv verhalten, darunter der Eschenahorn (*Acer negundo* L.), der Götterbaum (*Ailanthus altimissima* (Mill.) Swingle), Eukalyptusarten (*Eucalyptus* spp.), die Spätblühende Traubenkirsche (*Prunus serotina* Ehrh.), die Roteiche (*Quercus rubra* L.), die Sibirische Ulme (*Ulmus pumila* L.), die Douglasie (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) und die Sitka-Fichte (*Picea sitchensis* (Bong.) Carr.). Für jede dieser Arten wurde eine Reihe spezifischer und nicht spezifischer Krankheiten untersucht. Dabei wurde die Verwendung dieser Organismen für die Bekämpfung und das Management problematischer Baumarten bewertet. Jedoch ist Vorsicht geboten, da viele Erreger nicht wirtsspezifisch sind; außerdem gestaltet sich eine Prognose zum Verhalten solcher Erreger, die aus den heimischen Gebieten der Bäume eingeführt wurden, äußerst schwierig.

Der Mensch hat im Zuge von Migrationen mindestens seit Beginn der Landwirtschaft vor 12 000 bis 15 000 Jahren Pflanzen aus ihren ursprünglichen Gebieten in andere Regionen der Welt gebracht. In den meisten Fällen wurden die Baumarten, die solche Umsiedlungen überlebten, zu wertgeschätzten Komponenten in ihren neuen Umgebungen. In wenigen Fällen passten sich eingeführte Baumarten jedoch so gut an die neuen Bedingungen ihrer Umwelt an, dass sie sich frei reproduzierten und selbst zum Problem wurden. In den letzten 500 Jahren hat der Mensch Reisezeiten beträchtlich verkürzt, mit der Folge, dass die Geschwindigkeit, mit der Pflanzen auch interkontinental bewegt werden können, das Überleben von mehr Pflanzenarten (oder Pflanzendiasporen) erlaubt. Zusätzlich werden viele eingeführte Baumarten inzwischen weiträumig angepflanzt, und einige von ihnen sind inzwischen problematisch und invasiv.

Ein entscheidender Faktor für den Erfolg vieler invasiver Pflanzen (und anderer Organismen) ist das Entkommen in die weitere Umgebung einer Region, wo der Organismus bisher nicht existierte und frei von biotischen Einschränkungen ist, die in der ursprünglichen Region dessen Vitalität, Überleben und Reproduktion begrenzten. Diese gegenseitige Kontrolle im Wachstum ist zurückzuführen auf das Vorkommen von Schädlingen, Pathogenen und anderen Konkurrenten im Ursprungsgebiet, welche die Vitalität einschränken.

Pathogene können die Wachstums- und Reproduktionsfähigkeit eines Baumes einschränken. Besteht keine Einschränkung durch Pathogene, kann sich der Baum invasiv entwickeln.

Bäume sind mit einer Reihe von biotischen Problemen konfrontiert, die ihre Vitalität und Reproduktion verringern und in einigen Fällen zum Absterben des befallenen Wirts führen. Einige krankheitsverursachende Faktoren können zum Tod der infizierten Wirte führen; die meisten jedoch sind bis zu einem gewissen Grad schwächend, aber führen nicht unmittelbar zum Tod.

Nur selten wurden Krankheiten bewusst zur Bekämpfung und zum Management eingeführter und invasiver Pflanzenarten verwendet (Van Driesche et al. 2009). Natürlich ist der ideale Krankheitserreger zur Bekämpfung einer invasiven Baumart jener, der auf die Pflanzenart hoch spezialisiert ist, die Fruchtbarkeit deutlich reduziert oder die Pflanzen vor der Reproduktion abtötet und andere Pflanzen innerhalb des Invasions- und Bekämpfungsgebiets nicht befällt. Es sollte bevorzugt ein Pathogen verwendet werden, das in der Region heimisch ist, in welcher der Baum Probleme verursacht. Allgemein ist es schwierig, diese Voraussetzungen vollständig zu erfüllen, allerdings sind einige Krankheiten erfasst, die diese Voraussetzungen zumindest für krautige Pflanzenarten erfüllen.

Die Verwendung von Erregern und Schadorganismen (Bioherbizide) beim Management und der Bekämpfung von Baumarten und anderen Gehölzen ist kein neues Konzept. Die invasive Kaki (*Diospyros* spp.) kann beispielsweise bekämpft werden, indem eine Suspension des Welke-Erregers *Cephalosporium diospyri* Crand. auf die Stümpfe aufgetragen wird. Diese Methode wird zum Beispiel seit den 1960er-Jahren in Weidegebieten in Arkansas (USA) angewendet (Wilson 1965).

Abb. 68: Obstbaumkrebs am Ahorn, verursacht durch den Pustelpilz (*Neonectria ditissima*). Zu beachten sind die charakteristischen roten Pusteln in der Wunde (Foto: S. Woodward).

Acer negundo L., allgemein bekannt als **Eschenahorn**, ist sowohl in Gebieten, in denen er heimisch ist als auch in solchen, in denen er eingeführt wurde, gewöhnlich ein mittelgroßer, schnell wachsender Baum. Abgesehen von nicht spezifischen Wurzelkrankheiten und Fäulnis, sind Ahornarten typischerweise anfällig für Mehltau, Baumkrebs und *Verticillium*-Welke. Einige Arten der Schlauchpilze (*Erysiphaceae*) sind verantwortlich für Mehltau auf Ahornarten. Der Eschenahorn ist anfällig für den Befall von *Sawadea* spp., wobei die Krankheit die Vitalität des Wirts nicht einschränkt. Baumkrebs auf Ahornarten kann durch eine Vielzahl unterschiedlicher Pathogene hervorgerufen werden. Bei Individuen mit geringer Vitalität, kann der Zinnoberrote Pustelpilz (*Nectria cinnabarina* (Tode)) Fr., zum Absterben von jüngeren Trieben führen. Dieses schwache Pathogen ist für vitale Bäume normalerweise kein Problem. Ein anderer Erreger jedoch, *Neonectria ditissima* (Tul. & C.Tul.) Samuels & Rossman (ehem. *Nectria galligena*), befällt viele Angiospermen (Abb. 68) und kann auch den Eschenahorn befallen. *Eutypella parasitica* (R.W. Davidson & R.C. Lorenz), ein in Nordamerika heimisches, neuerdings jedoch in Europa etabliertes Pathogen verursacht Krebs auf Ahornbäumen (Cech et al. 2016), auch auf dem Eschenahorn. Eine Infektion kann die Stärke von Zweigen, Ästen und Hauptstämmen beeinträchtigen, ist jedoch selten tödlich.

Es ist erwiesen, dass *Verticillium*-Welke bei vielen Ahornarten tödlich sein kann, insbesondere bei Zierarten in Parks und Gärten (Pegg und Brady 2001). *Verticillium albo-atrum* Reinke & Berthold oder *Verticillium dahliae* Kleb., könnte daher ein geeigneter Erreger für Tests in der biologischen Bekämpfung des Eschenahorns sein. Einem aktuellen Bericht nach waren zwei Welke-Arten, darunter *Fusarium*, *Fusarium solani* (Mart.) Sacc. und *Fusarium oxysporum* Schltdl., in Südkasachstan für die großflächige Mortalität des Eschen-Ahorns verantwortlich (Turaliyev et al. 2015). Allerdings mangelt es derzeit noch an Details zu diesem Problem.

Ahornbäume sind für ein breites Spektrum an Erregern anfällig. Darunter zählen Pathogene, die Wurzeln befallen, sowie die Verticillium-*Welke vermutlich zu den schädlichsten Erregern.*

Der **Götterbaum** (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle) ist eine schnell wachsende Baumart, die Mitte des 18. Jahrhunderts aus China nach Europa eingeführt wurde. Derzeit befindet sich ein potenzieller Erreger für die biologische Bekämpfung des Götterbaums in den USA in der Entwicklung (Snyder et al. 2013). Basierend auf Berichten zur Mortalität dieser invasiven Baumart in Pennsylvania, 2002 erstmals erwähnt (Schall und Davis 2009), erwies sich *Verticillium nonalfalfae* Inderb., H.W. Platt, Bostock, R.M. Davis & K.V. Subbarao auf dem Götterbaum als hoch infektiös beim ersten Isolat: 100 % Mortalität bei inokulierten Jungpflanzen innerhalb von neun Wochen nach der Behandlung und bei erwachsenen Bäumen im Feld innerhalb von drei Monaten (O'Neal und Davis 2014). Derselbe Erreger wurde kürzlich beim Götterbaum mit schweren Welke-Symptomen in zwei Provinzen in Österreich festgestellt (Maschek und Halmschlager 2016). Das Vorkommen virulenter Stämme von *V. nonalfalfae* in Österreich weist darauf hin, dass der Erreger für das Management des Götterbaums in Europa weiterentwickelt werden könnte, je nachdem, ob das Pathogen in der Region heimisch ist oder nicht.

Der Götterbaum produziert besonders viele Samen. Diese Eigenschaft erlaubt eine schnelle Invasion von Störungsflächen.

Abgesehen von *V. nonalfalfae* sind einige andere potenziell nützliche Pathogene im Fall des Götterbaums bekannt, darunter *Fusarium oxysporum* f.sp. *perniciosum* (Hepting) Toole und der Rostpilz *Aecidium ailanthi* J. Y. Zhuan und *Coleosporium* sp., beide kommen im heimischen Gebiet des Götterbaums, in China und Nordamerika vor (Ding et al. 2006). In Europa gibt es einige *Coleosporium*-Arten, obwohl keine davon an Götterbäumen belegt ist. Vor einer Einführung in eine europäische Region wären allerdings strenge und weiträumige Spezifitätstests dieser Erreger nötig. Rosterreger weisen häufig komplexe Lebenszyklen auf, die zumeist mindestens zwei Gattungen von Wirtspflanzen einschließen, was es extrem schwer macht, weitere Auswirkungen der Einführung eines solchen Erregers vorherzusagen.

Eukalyptusarten (*Eucalyptus* spp.) werden in den europäischen Mittelmeerländern und allen ähnlichen Ökosystemen weltweit für die Zellstoff- und Faserproduktion angebaut. Wo Baumarten dieser Gattung wachsen, wurden jedoch zahlreiche Krankheiten verzeichnet, die für die Wirtspflanzen selbst unterschiedlich gefährlich sind. Eine Reihe an *Mycosphaerella*-Arten rufen Blattfleckenkrankheiten unterschiedlicher Intensität hervor (Abb. 69). Diese Erreger führen unter Bedingungen, die zur Infektion und zur Ausbreitung der Krankheit führen, bei einigen Bäumen zu massiver Entlaubung (Park und Keane 1982a). *Mycosphaerella* spp., die Blattfleckenkrankheiten und Entlaubung verursachen, haben beispielsweise in Australien die Bildung von Eukalyptusplantagen eingeschränkt (Jackson et al. 2008). Andere Erreger, darunter auch *Phaeoseptoria eucalypti* Hansf. und *Aulographina eucalypti* (Cooke & Massee) Arx & E. Müll., können bei Eukalyptusbäumen in vielen Regionen der Welt schwere Blattkrankheiten hervorrufen. *Mycosphaerella* spp., darunter auch *Mycosphaerella eucalypti* (Wakef.) Hansf., *Mycosphaerella nubilosa* (Cooke) Hansford, *Mycosphaerella aurantia* A. Maxwell, *Mycosphaerella madeirae* Crous & Denman, *Mycosphaerella marksii* Carnegie & Keane, kommen in Europa vor. Unter für die Krankheitsentwicklung günstigen Umweltbedingungen können sie das Wachstum in Plantagen unterdrücken (Aguin et al. 2013).

Abb. 69: *Mycosphaerella* ist ein Erreger von Blattflecken auf Eukalyptusbäumen und kann auf Plantagen besonders schädlich sein (Foto: S. Woodward).

Myrtengewächse, dazu gehören auch Eukalyptusarten, sind stark bedroht vom invasiven Pathogen *Puccinia psidii* G. Winter (Glen et al. 2007); dieser in Südamerika heimische Erreger wird als größte Bedrohung für Eukalyptusplantagen weltweit angesehen und ist erwiesenermaßen ein großes Hindernis für die *Eucalyptus-grandis*-Plantagen (*Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden) in Brasilien. Da Rostpilze autözisch sind (d. h. keinen Wirtswechsel benötigen), können sie sich in allen Teilen der Welt etablieren, die für Myrtengewächse günstig sind. In Europa wurde der Erreger bisher noch nicht verzeichnet. Jedoch ist trotz des offensichtlich breiten Wirtsspektrums klar, dass es zahlreiche Biotypen dieses Erregers gibt (Coelho et al. 2001); Isolate des Erregers von der Guave beispielsweise riefen beim Eukalyptus keine Krankheit hervor und umgekehrt (Ferreira 1983). Selbst wenn – aufgrund einer umfassenden weltweiten Vorerfahrung mit der Einführung von Erregern sowie obiger Anmerkung zu *Aecidium ailanthi* – Rostbiotypen ausgewählt werden können, die nur Eukalyptusarten befallen, ohne dabei heimische europäische Myrtengewächse zu gefährden, ist eine Anwendung von *P. psidii* höchst unwahrscheinlich.

Rost (hervorgerufen durch Puccinia psidii*) bedeutet ein großes Risiko für die Zukunft von Eukalyptusplantagen in vielen Regionen der Welt.*

Eukalyptusarten werden von vielen schweren Baumkrebsarten befallen. Dazu zählt auch die vermutlich bekannteste Art *Chrysoporthe cubensis* (Bruner) Gryzen. & M.J.Wing. (syn. *Cryphonectria cubensis*), die lange als Haupterreger von Krebs bei *Eucalyptus* spp. bekannt war (Gryzenhout 2013). In schweren Fällen sterben infizierte Bäume ab. Jedoch gibt es zwischen unterschiedlichen Arten große Unterschiede in der Anfälligkeit. Eine weitere Komplikation ist die Entdeckung von Kryptospezies innerhalb des *C. cubensis*-Komplexes, d. h. unterschiedliche Arten des Komplexes sind morphologisch identisch (Vanhellemont et al. 2010). Die Krankheit kommt in Europa bisher jedoch nicht vor.

Ceratocystis fimbriata Ellis & Halsted verursacht bei Eukalyptusbäumen in Süd- und Mittelamerika eine problematische Welke und richtet besonders auf Plantagen in Brasilien Schaden an (Harrington 2013). Seit der ersten Meldung im Jahr 1997 in Bahia, Brasilien, hat sich die Krankheit weit verbreitet. Es ist wahrscheinlich, dass der Erreger sich nach Südafrika ausgebreitet hat, wo bereits das Absterben von Eukalyptusplantagen *C. fimbriata* zugeschrieben wurde (Roux et al. 2000). Das Bakterium *Ralstonia solanacearum* mit breitem Wirtsspektrum wurde auch mit der schweren Welke bei Eukalyptusbäumen in Südamerika, China, Taiwan, Australien und Südafrika in Verbindung gebracht (Coutinho et al. 2000). Ein Stamm des Erregers *R. solanacearum*, der kalten Bedingungen widersteht, wurde in Europa durch die Pflanzenschutzorganisation für Europa und den Mittelmeerraum (European and Mediterranean Plant Protection Organization, EPPO) gemeldet, auch wenn er sich derzeit noch nicht weitläufig etabliert hat.

Phytophthora-Arten sind als Erreger auf Eukalyptusarten bekannt und haben weltweit mehrere große Ausbruchregionen (Abb. 70). Den wohl größten Schaden richten *Phytophthora cinnamomi* Rands. und *Phytophthora elongata* A. Rea, M. Stukely & T.Jung bei natürlichen und neu gepflanzten Bäumen der Art *Eucalyptus marginata* (*Eucalyptus marginata* D.Don ex Sm.) in Westaustralien an (Shearer et al. 2009, Rea et al. 2010). In diesen Wäldern ist die Sterblichkeitsrate sehr hoch, und zu den anfälligen Pflanzen gehören viele kleinere Gehölzarten dieser Ökosysteme. Ähnliche Probleme gibt es auch im australischen Bundesstaat Victoria, wo Wälder auf ein Buschwerk mangelhafter Qualität reduziert werden

(Davidson 2015). Auch in Teilen Südafrikas werden bei Eukalyptusarten schwere Verluste durch Infektionen mit *P. cinnamomi* verzeichnet (Meyer et al. 2016). In Europa kommen viele Arten der *Phytophthora*-Arten vor, darunter auch *P. cinnamomi*. Die Verwendung dieser Erreger für die Bekämpfung invasiver Pflanzenarten ist jedoch keinesfalls empfehlenswert, da sie ein breites Wirtsspektrum besitzen, meist innerhalb einer gesamten Gattung.

Viele Phytophthora-Arten besitzen ein breites Wirtsspektrum; Phytophthora cinnamomi *beispielsweise kann über 900 Gehölzarten befallen und töten.*

Abb. 70: Durch eine Infektion mit dem Pilz *Phytophthora cinnamomi* abgestorbene Eukalyptusbäume (Foto: S. Woodward).

Die **Spätblühende Traubenkirsche** (*Prunus serotina* Ehrh.) ist eine weit verbreitete Art in vielen Teilen Europas. Innerhalb des heimischen Verbreitungsgebiets der Spätblühenden Traubenkirsche durchgeführte Untersuchungen in Nordamerika zeigten deutlich, welche Rolle Erreger in der natürlichen Verteilung dieser Art in der Wachstums- und Reifephase ihrer Sämlinge spielen können. Wo wurzelinfizierende *Pythium*-Arten (*Pythium attrantheridium* Allain-Boule & Levesque, *Pythium macrosporum* Vaartaja & Plaats- Niterink, *Pythium intermedium* de Bary, *Pythium heterothallicum* W.A. Campb. & F.F. Hendrix und andere) vorkommen, wird das Wachstum derselben Art unter dem erwachsenen Baum unterbunden (Packer und Clay 2000). Es wurde postuliert, dass das Nichtvorkommen vieler dieser *Pythium* spp. in Europa zumindest teilweise verantwortlich ist für die Invasivität der Spätblühenden Traubenkirsche in Europa (Reinhart et al. 2010).

Untersuchungen in Nordamerika, dem heimischen Gebiet der Spätblühenden Traubenkirsche, haben ergeben, dass Wurzelpathogene, die sich an den reproduktionsreifen Bäumen ansiedeln nicht in Europa vorkommen und es deshalb dort zur Invasivität dieses Baumes kommt.

Prunus spp. sind anfällig für Blattflecken und Krebs durch *Pseudomonas syringae* pv. *morsprunorum*. Der bakterielle Erreger weist eine Winterperiode auf, in der Äste und Zweige vom Krebs befallen werden, sowie eine späte Frühjahrs-/Sommerperiode, in der Blattflecken mit typischen Schrotschusssymptomen auftreten (Freigoun und Crosse 1975). Obwohl viele *Prunus* spp. nach einer Infektion schwer beschädigt werden können oder absterben, wird die Spätblühende Traubenkirsche durch diesen Erreger nicht besonders schwerwiegend beeinträchtigt, wenn der Hauptstamm von *P. syringae* umgeben ist.

Arbeiten in den Niederlanden, wo die Spätblühende Traubenkirsche sich erfolgreich auf sandigen Böden etabliert (Vanhellemont et al. 2010), zeigen, dass der Erreger und Hymenomycet *Chondrostereum purpureum* (Pers. ex. Fr.) Pouzar, ein Erstbesiedler von Wunden an Holz, die Produktion von Trieben und neuen Stockausschlägen im Niederwald nach dem Rückschnitt der Spätblühenden Traubenkirsche und anderen Harthölzern eindämmen kann (De Jong 2000). Auch wenn *C. purpureum* eine unter dem Namen Silberblattkrankheit bekannte schwere Krankheit bei Steinobstarten hervorruft, legen Risikoanalysen nahe, dass dessen Verwendung zur Bekämpfung von neuen Ausschlägen potenziell invasiver Gehölze gerechtfertigt ist (De Jong 2000). Die auf *C. purpureum* basierende Mykoherbizid-Formulierung kann abgesehen von der Spätblühenden Traubenkirsche lebendige Baumstümpfe einiger anderer Hartholzarten abtöten. Dazu gehören *Populus euramericana* Dode Guinier und mehrere Arten der Familien *Alnus* und *Betula* (De Jong 2000).

Die **Roteiche** (*Quercus rubra* L.) ist eine nordamerikanische Art, die seit ihrer Einführung Mitte des 18. Jahrhunderts in Nordeuropa weiträumig angepflanzt wurde. Unter günstigen Bedingungen kann sie reichlich Samen produzieren und so zahlreiche Sämlinge bilden, die Wälder und Parks besiedeln. Eine Infektion mit *P. cinnamomi* kann beträchtlichen Schaden an der Roteiche verursachen (Marçais et al. 1993), obwohl Infektionen nur Rindenkrebs hervorriefen und inokulierte Bäume nicht töteten. Es ist sehr wahrscheinlich, dass viele andere *Phytophthora* spp. Roteichen schwächen oder töten können, wobei diese Erreger wegen starker Anfälligkeit anderer Gehözarten niemals für beabsichtigte Behandlungen empfohlen werden könnten.

Eine schwere Krankheit, die zum Absterben der Roteiche in Nordamerika führen kann, ist die durch *Ceratocystis fagacearum* hervorgerufene Welke (Bretz) J. Hunt (Juzwik et al. 2011). Dieser Erreger kommt in Europa nicht vor, ist aber dennoch auf der A1-Liste der EPPO unter Erregern, bei denen jegliche Maßnahme ergriffen werden muss, um deren Einführung zu verhindern. Der Erreger verursacht schnelles Absterben und Tod bei *Quercus* spp. der Sektion Roteichen (*Lobatae*; syn. *Erythrobalanus*), aber auch bei anderen, darunter auch Weiß-Eichen (*Lepidobalanus*; syn. *Leucobalanus*), d. h. Mesobalanus und Cerris, die in unterschiedlichen Teilen Europas heimische Eichenarten einschließen (MacDonald et al. 2001).

Die bakterielle Blattbräune bei Eichen ist eine weitere Krankheit, die Eichenarten in Nordamerika beeinträchtigt (Janse und Obradovic 2010). Sie geht zurück auf den Stamm der

Feuerbakterien (*Xylella fastidiosa*), der in Europa nicht vorkommt. Es muss hervorgehoben werden, dass die Bestimmung eines spezifischen Erregers, der die Roteichenpopulation unterdrücken könnte, schwierig ist: Denn die meisten Krankheiten, von denen die Roteiche in Europa befallen wird, beeinträchtigen auch heimische Eichen.

Ulmus pumila L., die **Sibirische Ulme**, ist eine eingeführte Baumart in Europa, die in Nordasien heimisch ist. Viele europäische und amerikanische Ulmenarten wurden durch Schlauchpilze, *Ophiostoma ulmi* (Buisman) Nannf. und *O. novo-ulmi*, im 20. Jahrhundert dezimiert (Brasier 1988, 1991). Während europäische und nordamerikanische Ulmenarten sehr anfällig waren für das sogenannte Ulmensterben (oder auch Holländische Ulmenwelke) – infizierte Bäume starben innerhalb von 1–2 Jahren (Smalley und Guries 1993) – wiesen einige eurasische Arten unterschiedlich hohe Toleranz hinsichtlich dieser Krankheit auf (Smalley und Guries 1993). Als Reaktion auf die zwei Pandemien des Ulmensterbens wurde in einigen Ländern, darunter Italien, Spanien und in den USA, die Sibirische Ulme als Ersatz für heimische Ulmen gepflanzt. Bis heute sind weiträumige Hybridisierungen zwischen der eingeführten Sibirischen Ulme und der eingeführten Feldulme (*Ulmus minor* L) in Spanien (Cogolludo-Agustin et al. 2000) und zwischen der Sibirischen Ulme und der Rotulme (*Ulmus rubra* Muhl.) im Mittleren Westen der USA dokumentiert (Zalapa et al. 2010).

Diese Hybride gelten sowohl in den USA (Zalapa et al. 2010) als auch in Spanien (Cogolludo-Agustin et al. 2000) als Bedrohung für den Schutz der genetischen Vielfalt heimischer Ulmen. Die Hybridisierung zwischen Sibirischer Ulme und Feldulme sowie zwischen Sibirischer Ulme und Rotulme haben die genetische Vielfalt gesteigert und zumindest im Mittleren Westen der USA die genetische Struktur der Population Sibirischer Ulmen beeinflusst (Zalapa et al. 2010), indem sie den Lebensraum für die Sibirische Ulme im Vergleich zum heimischen Verbreitungsgebiet erweitert haben. Außerdem kann die Hybridisierung als Erklärung dafür dienen, dass die Sibirische Ulme in 41 Staaten invasiv geworden ist (USDA, NRCS 2002).

Es gibt einige Krankheiten für die Sibirische Ulme. *Nectria cinnabarina* (Tode) Fr. kann beispielsweise zum Absterben der Baumkrone führen (Went 1940). *Mycosphaerella ulmi* Kleb. und *Erysiphe clandestina* Biv. sind Erreger des Echten Mehltaus, der hin und wieder Ulmen beschädigt. Die Vergilbung bei Ulmen, hervorgerufen durch das Phytoplasma *Candidatus Phytoplasma ulmi*, ist zunehmend die Ursache für das Absterben von Ulmen in Europa. Die Ende des letzten Jahrhunderts erstmals aufgeführte Vergilbung bei Ulmen (Mittempergher 2000) stellte sich bei Sibirischen Ulmen und Feldulmen in Italien als weit verbreitet heraus (Carraro et al. 2004). Zu den Symptomen einer Infektion gehören Epinastie, Vergilbung, Zwergenwuchs und verfrühter Laubfall, Hexenbesen an Zweig- und Astspitzen sowie frühzeitiges Öffnen vegetativer Knospen. In einigen Fällen kann die Vergilbung von Ulmen zum Tod bei Jungpflanzen führen.

Die **Sitka-Fichte** (*Picea sitchensis* (Bong.) Carr.) wurde vor fast 190 Jahren in Großbritannien eingeführt. Dort bildet sie einen beträchtlichen Anteil der Wälder und blieb bislang bemerkenswert frei von Krankheiten. Außerdem besitzt diese Baumart nur wenige ernstzunehmende Erreger im heimischen Verbreitungsgebiet entlang der Westküste Nordamerikas, wo das Hauptproblem bei Sitka-Fichten Wurzel- und Stammfäule an alten Bäumen ist. In Europa befallen Erreger, welche die heimische Fichte (*Picea abies* L. Karst.) befallen, auch die Sitka-Fichte. Jedoch hat bisher mit Ausnahme von Wurzelpathogenen kein Erreger bedeutenden Schaden auf nichtheimischen Wirten verursacht.

Obwohl die Sitkafichte vor über 190 Jahren in Europa eingeführt wurde, zeigt sie sich außergewöhnlich robust gegenüber Schädlingen und Erregern.

Die wohl schwerste Krankheit verursacht der Erreger *Armillaria ostoyae* (Romangn.) Herink und *Heterobasidion annosum* Fr. Bref. sensu lato (Gregory und Redfern 1987), der die Wurzeln infiziert. *A. ostoyae* ist die häufigste Art in dieser Gattung, die nacktsamige Baumarten befällt. In den meisten Fällen, verursacht *H. annosum* schwere Stammfäule bei *Picea* spp. (Abb. 71). Nur an Standorten, wo das Potential an infektiösem Material hoch ist und die Bodenbedingungen die Krankheitsentwicklung fördern (alte landwirtschaftliche Böden; hoher pH-Wert) stirbt die Sitka-Fichte an *H. annosum* (Bodles et al. 2005). Schwere aber sehr lokal begrenzte Mortalität wurde bei der Sitka-Fichte auch aufgrund von Infektionen mit der Welligen Wurzellorchel *Rhizina undulata* Fr. verzeichnet. Das Problem wurde aber in den 1950er-Jahren deutlich verringert, indem das Legen von Feuern während Durchforstungs- und Fällarbeiten verboten wurde (Gregory und Redfern 1987).

Es wurde festgestellt, dass das Triebpathogen *Sirococcus strobilinus* Preuss für Entlaubung und Absterben bei Sitka-Fichten verantwortlich ist, obwohl schwere Ausbrüche nahezu ausschließlich auf Baumschulen beschränkt sind. Sowohl *Chrysomyxa abietis* (Wallr.) Unger als auch *Chrysomyxa rhododendri* de Bary kommen gelegentlich auf Nadeln der Sitka-Fichte vor. Keine der Arten verursacht jedoch schweren Schaden (Crane 2000).

Abb. 71: Ein großer Fruchtkörper des gemeinen Wurzelschwamm (*Heterobasidion annosum*) am Fuß einer durch die Infektion abgestorbenen Sitka-Fichte (Foto: S. Woodward).

Die **Douglasie** (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) kann sich unter speziellen Umwelt- und Bodenbedingungen stark verjüngen und somit in seltenen Fällen als invasiv bezeichnet werden. Jedoch darf nicht vergessen werden, dass die Douglasie auch ein begehrter Baum für die Holzproduktion ist. So ist große Vorsicht geboten, wenn eine Bekämpfung dieser Baumart mit pathogenen Mikroorganismen in Betracht gezogen wird.

Die bei weitem bedeutendste Krankheit, die sich auf die Vitalität der Douglasie auswirkt, ist die durch *Rhabdocline pseudotsugae* Syd hervorgerufene Rostige Douglasienschütte. Dieser Erreger ist artspezifisch bei der Douglasie und wurde vermutlich im frühen 20. Jahrhundert nach Europa eingeschleppt. Die Krankheit kann die Vitalität von Douglasienplantagen an der Westküste Nordamerikas massiv reduzieren. Dort sind Pathogen und Wirt heimisch. Selten jedoch kommt es zu schweren Verlusten in den dortigen Wäldern. In Europa verändern sich bestimmte Douglasien-Varietäten als Reaktion auf den Erreger *R. pseudotsugae*. So wird wegen ihrer geringeren Anfälligkeit die Form *P. menziesii viridis* häufiger gepflanzt als die Formen *caesia* und *glauca* (Bednářová et al. 2013). Bei im laufenden Jahr gebildeten Nadeln können schwere Verluste vorkommen, wenn bestimmte Bedingungen Infektionen begünstigen; dazu gehört unter anderem hohe Luftfeuchtigkeit im Frühjahr.

Die Rostige Douglasienschütte kann die Vitalität von Douglasienplantagen an der Westküste Nordamerikas massiv reduzieren. Selten jedoch kommt es zu schweren Verlusten in deren ursprünglichen Verbreitungsgebieten.

Ein ähnliches, meist jedoch weniger schädliches Nadelpathogen der Douglasie ist *Phaeocryptopus gäumannii* (T.Rohde) Petr., das erstmals zu Beginn des 20. Jahrhunderts in Europa eingeführt wurde. Infizierte Bäume verlieren zwei bis drei Jahre nach einer Infektion die Nadeln (Bednářová et al. 2013).

Triebsterben bei der Douglasie wird durch *Phacidiopycnis pseudotsugae* (M. Wilson) G.G. Hahn (*Phaciopycnis pseudotsugae; Phomopsis pseudotsugae*) hervorgerufen, ein Pathogen mit breitem Wirtsspektrum dessen Infektion zum Absterben von jungen Ausschlägen nach Ringelung führen kann (Phillips und Burdekin 1992). Diese Krankheit ist hauptsächlich ein Problem in Baumschulen und bei jüngeren Bäumen und kommt in ganz Westeuropa vor.

Diplodia sapinea (Fr.) Fuckel ist ein bekannter latenter Erreger unterschiedlicher Kieferngewächse mit weltweitem Vorkommen, vor allem in warm-gemäßigten Umgebungen, breitet sich aber gen Norden aus (Oliva et al. 2013). *D. sapinea* ist bekannt für den Befall von Douglasien. Aber die Infektionsrate gilt bisher als eingeschränkt, da es an einem wirksamen Überträger zur Verbreitung des Erregers fehlt. Kürzlich haben Luchi und Kollegen (Luchi et al. 2012) bewiesen, dass die eingeführte Amerikanische Kiefernwanze (*Leptoglossus occidentalis*) *D. sapinea* von Kiefern auf unterschiedliche Koniferenarten, die Wirte von Wanze und Erreger sind, überträgt. Zu diesen Koniferenarten gehört zum Beispiel auch die Douglasie.

Douglasien können von Pilzen, die Wurzelfäule auslösen, befallen werden, wie *Armillaria* spp. und *Heterobasidion* spp. Der Baum wird allgemein jedoch nicht schwer beschädigt. Heterobasidion-Arten beispielsweise können Wurzelfäule auslösen, aber selten wächst der Pilz in den unteren Stammbereich der Douglasie.

Schlussbemerkungen

In diesem Kapitel wurden die Voraussetzungen für die Nutzung von Pathogenen für die biologische Bekämpfung invasiver Pflanzenarten ausgeführt. Zudem wurden potenzielle nicht erwünschte Nebenwirkungen solcher Ansätze dargelegt. Obwohl die meisten als Beispiel herangezogenen Baumarten in diesem Kapitel von zahlreichen Krankheiten sowohl in ihrer heimischen Umgebung als auch in ihrem Einführungsgebiet befallen werden, hängt der Erfolg invasiver Baumarten teilweise vom Fernbleiben destruktiver Schädlinge und Erreger ab. Mit zwei möglichen Ausnahmen — der Anwendung von *Chondrostereum purpureum* bei der Bekämpfung von neuen Ausschlägen der Spätblühenden Traubenkirsche und der Verwendung von *Verticillium nonalfalfa* beim Management des Götterbaums — ist die Verwendung von Pathogenen für die Bekämpfung invasiver Baumarten hoch umstritten und ein problematisches Gebiet der Forschung. Viele der Bäume sind auf bestimmte Weise nützlich, zumindest in Teilen des Invasionsgebiets; einige werden speziell zur Holzproduktion angebaut und brauchen unter Umständen Schutz vor dem Befall durch Erreger. Die Etablierung von Populationen potenziell schädlicher Erreger in Invasionsgebieten kann zu unvorhergesehenen Auswirkungen in Form von Kollateralschäden für andere Nichtzielpflanzen führen. Außerdem sorgt die zunehmende Kenntnis über Kryptospezies innerhalb eines Komplexes einer Erregerart für weitere Komplikationen in der Nutzung von Pathogenen als Mittel der biologischen Bekämpfung invasiver Pflanzenarten. Obwohl es zunächst wünschenswert erscheinen mag, einen Erreger aus einem heimischen Verbreitungsgebiet einer problematischen Baumart in ein Invasionsgebiet unter Berücksichtigung möglicher Komplikationen solcher Maßnahmen einzuführen, ist aufgrund von Erfahrungen aus in parallelen Arbeiten beobachteten Umweltkatastrophen (z. B. die Aga-Kröte in Australien) Vorsicht geboten.

Die Etablierung von Populationen potenziell schädlicher Erreger in Invasionsgebieten kann zu unvorhergesehenen Auswirkungen in Form von Kollateralschäden für andere Nichtzielpflanzen führen.

Literaturverzeichnis

Aguin, O., Sainz, M.J., Ares, A., Otero, L., Mansilla, J.P., 2013. *Incidence, severity and causal fungal species of Mycosphaerella and Teratosphaeria diseases in Eucalyptus stands in Galicia (NW Spain). Forest Ecology and Management 302: 379-389.*

Bednářová, M., Dvorak, M., Janousek, Jankowsky, L., 2013. *Other foliar diseases of coniferous trees. S. 458-487 in Gonthier, P. & Nicolotti, G: Infectious Forest Diseases. CAB International, London, New York.*

Bodles, W.J.A., Woodward, S., Beckett, E., Haramburu, E., Keca, N., Zamponi, L., Capretti, P. 2005. *Microsatellite markers distinguish genets of Heterobasidion annosum in a severely infected Sitka spruce stand in north east Scotland. Manka, M. & Lakomy, P. (Hrsg.), Proceedings of the 11th IUFRO Conference on Root and Butt Rots, Poznan, Polen, 15.–22. August 2004. S. 83-93.*

Brasier, C.M., 1988. *Ophiostoma ulmi, cause of Dutch elm disease. Advanced Plant Pathology 6:207-221.*

Brasier, C.M., 1991. *Ophiostoma novo-ulmi sp. nov., causative agent of current Dutch elm disease pandemics. Mycopathologia 115:151-161.*

Carraro, L., Ferrini, F., Ermacora, P., Loi, N., Martini, M. Osler, R., 2004. *Macropsis mendax as a vector of elm yellows phytoplasma of Ulmus species. Plant Pathology 53: 90-95.*

Cech, T. Schwanda, K., Klosterhuber, M., Srasser, L., Kirisits, T., 2016. *Eutypella canker of maple: first report from Germand and situation in Austria. Forest Pathology online. Doi: 10.1111/efp.12268.*

Coelho, L., Alfenas, A.C., Ferreira, F.A., 2001. *Physiologic variability of Puccinia psidii – the rust of Eucalyptus. Summa Phytopathologica 27:295-300.*

Cogolludo-Agustin, M.A., Agundez, D., Gil, L., 2000. *Identification of native and hybrid elms in Spain using isozyme gene markers. Heredity 85:157-166.*

Coutinho, T.A., Roux, J., Riedel, K-H., Terblanche, J., Wingfield, M.J., 2000. *First report of bacterial wilt caused by Ralstonia solanacearum on eucalypts in South Africa. Forest Pathology 30:205-210.*

Crane, P.E., 2000. *Systematics and biology of the genus Chrysomyxa (Uredinales). Department of Biological Sciences, Edmonton, Alberta. Doktorarbeit, 245 S.*

Davison, E.M., 2015. *How Phytophthora cinnamomi became associated with the death of Eucalyptus marginata – the early investigations into jarrah dieback. Australasian Plant Pathology 44: 263-271.*

De Jong, M.D., 2000. *The BioChon story: deployment of Chondrostereum purpureum to suppress stump sprouting in hardwoods. The Mycologist 14: 58-62.*

Ding, J., Wu, Y., Zheng, H., Fu, W., Reardon, R., Liu, M., 2006. *Assessing potential biological control of the invasive plant, tree-of-heaven, Ailanthus altissima. Biocontrol Science and Technology 16:547-566.*

Ferreira, F.A. 1983. *Eucalyptus rust. Revista Avore 7:91-109.*

Freigoun, S.O., Crosse, J.E., 1975. *Host relations and distribution of a physiological and pathological variant of Pseudomonas morsprunorum. Annals of Applied Biology 81: 317-330.*

Glen, M., Alfenas, A.C., Zauza, E.A.V., Wingfield, M.J. , Mohammed, C., 2007. *Puccinia psidii: a threat to the Australian environment and economy – a review. Australasian Plant Pathology 36: 1-16.*

Gregory, S.C., Redfern, D.B., 1987. *The pathology of Sitka spruce in northern Britain. Proceedings of the Royal Society of Edinburgh, series B 93: 145-156.*

Gryzenhout, M. 2013. *Other cankers caused by Ceratocystis and sibling species. S. 340-358 in Gonthier, P. & Nicolotti, G: Infectious Forest Diseases. CAB International, London, New York.*

Harrington, T.C., 2013. *Ceratocystis diseases. S. 230-255 in Gonthier, P. & Nicolotti, G: Infectious Forest Diseases. CAB International, London, New York.*

Jackson, S.L., Maxwell, A., Burgess, T.I., Hardy, G.E. St.J., Dell, B., 2008. *Incidence and new records of Mycosphaerella species within a Eucalyptus globulus plantation in Western Australia. Forest Ecology and Management 255: 3931-3937.*

Janse, J.D., Obradovic, A., 2010. *Xylella fastidiosa. Journal of Plant Pathology 92: 35-48.*

Juzwik, J., Appel, D.N., McDonald, W.L., Birks, S., 2011. *Challenges and successes in managing oak wilt in the United States. Plant Disease 95:888-900.*

Luchi, N., Mancini, V., Feducci, M., Santini, A., Capretti, P., 2012. *Leptoglossus occidentalis and Diplodia pinea: a new insect-fungus association in Mediterranean forests. Forest Pathology 42:246-251.*

MacDonald, W., Pinon, J., Tainter, F., Double, M., 2001. *European oaks- susceptible to oak wilt? In: Ash, C.L. (Hrsg.), Shade Tree Wilt Diseases. APS Press, St. Paul, MN, 131-137.*

Marçais, B., Dupuis, F., Desprez-Loustau, M.L., 1993. *Influence of water stress on susceptibility of red oak (Quercus rubra) to Phytophthora cinnamomi. European Journal of Forest Pathology 23:295-305.*

Maschek, O., Halmschlager, E., 2016. *First report of Verticillium wilt on Ailanthus altissima in Europe caused by Verticillium nonalfalfae. Plant Disease 100:529.*

Meyer, F.E., Shuey, L.S., Naidoo, S., Mamni, T., Berger, D.K., Myburg, A.A., van den Berg, N., 2016. *Dual RNA-sequencing of Eucalyptus nitens during Phytophthora cinnamomi challenge reveals pathogen and host factors influencing compatibility. Frontiers in Plant Science 7:191-206.*

Mittempergher, L., 2000. *Elm yellows in Europe. In: The Elms. Breeding, Conservation, and disease management (C.P. Dunn, Hrsg.) 103-120.*

Oliva J., Boberg J., Stenlid J., 2013. *First report of Sphaeropsis sapinea on Scots pine (Pinus sylvestris) and Austrian pine (Pinus nigra) in Sweden. New Disease Reports 27:23.*

O'Neal, E.S., Davis, D.D., 2014. *Biological control of invasive Ailanthus altissima using formulated and natural Verticillium nonalfalfae inoculum. Phytopathology 104: 162-163.*

Packer, A., Clay, K., 2000. *Soil pathogens and spatial patterns of seedling mortality in a temperate tree. Nature 404:278-281.*

Park, R. F., Keane, P. J.,1982a. *Three Mycosphaerella species from leaf diseases of Eucalyptus. Transactions of the British Mycological Society 79: 95-100.*

Pegg, G.F., Brady, B.L., 2001. *Verticillium Wilts. CAB International. ISNB:9780851995298, 560 S.*

Phillips, D.H., Burdekin, D.A., 1992. *Diseases of Forest and Ornamental Trees. Macmillan, London. 537S.*

Rea, A.J., Jung, T., Burgess, T.I.,Stukely, M. J. C., Hardy, G. E. St. J., 2010. *Phytophthora elongata sp. nov., a novel pathogen from the Eucalyptus marginata forest of Western Australia. Australasian Plant Pathology 39:477-491.*

Reinhart, K.O., Tytgat, T., Van der Putten, W.H., Clay, K., 2010. *Virulence of soil-borne pathogens and invasion by Prunus serotina. New Phytologist 186:484-495.*

Roux, J., Wingfield, M.J., Bouillet, J.P, Wingfield, B.D., Alfenas, A.C., 2000. *A serious new wilt disease of Eucalyptus caused by Ceratocystis fimbriata in Central Africa. Forest Pathology 30:175-184.*

Schall, M.J., Davis, D.D., 2009a. *Ailanthus altissima wilt and mortality: Etiology. Plant Disease 93:747-751.*

Shearer, B.L., Crane, C.E., Fairman, R.G., Dunne, C.P., 2009. *Ecosystem dynamics altered by pathogen-mediated changes following invasion of Banksia woodland and Eucalyptus marginata forest biomes of south-western Australia by Phytophthora cinnamomi. Australasian Plant Pathology 38:417-436.*

Smalley, E.B., Guries, R.P., 1993. *Breeding elms for tolerance to Dutch elm disease. Annual Review of Phytopathology 31:325-352.*

Snyder, A.L., Kasson, M.T., Salom, S.M., Davis, D.D., Kok, L.T., Griffin, G.J., 2013. *Tree of heaven biocontrol using insects and pathogens. S. 48-50 in McManus K., Gottschalk, K.W. (Hrsg.). Proceedings 23rd U.S. Department of Agriculture Interagency Research Forum on Invasive Species 2012, USDA General Technical Report NRS-P-114.*

Turaliyev, M., Yeshibaev, A., Sartayeva, K., Uspabayeva, A., Elibayeva, G., 2015. *Molecular identification of invasion diseases agents of Acer negundo L. In South Kazakhstan. Journal of Pure and Applied Microbiology 9:691-696.*

Van Driesche, R., Hoddle, M., Center, T., 2009. *Control of Pests and Weeds by natural enemies: an introduction to biological control. Blackwell Publishing, Malden MA, Oxford. 488 S.*

Vanhellemont, M., Verheyen, K., Staelens, J., Hermy, M., 2010. *Factors affecting radial growth of the invasive Prunus serotina in pine plantations in Flanders. European Journal of Forest Research 129: 367-375.*

Went, J.C., 1940. *Invuren van iepen, veroorzaakt door Nectria cinnabarina (Tode) Fr. Tijdschrift. Plantenziekten 46: 212-215.*

Wilson, C. L., 1965. *Consideration of the use of persimmon wilt as a silvicide for weed persimmons. Plant Disease Reporter 49:789-791.*

Zalapa, J.E., Brunet, J., Guries, R.P., 2010. *The extent of hybridization and its impact on the genetic diversity and population structure of an invasive tree, Ulmus pumila (Ulmaceae). Evolutionary Applications 3:157-168.*

USDA, NRCS., 2002. *PLANTS Database, Version 3.5. Online, Website http://plants.usda.gov. National Plant Data Center, Baton Rouge, Louisiana, US.*

Exkurs IV: Wechselwirkungen zwischen eingeführten Wild- und Pflanzenarten

Alexander Held und Frank Krumm

Seit Jahrhunderten stellt die Jagd einen der wichtigsten Pfade für die Einführung von nichtheimischen Vögeln und Säugetieren dar. Eine Hauptursache für vorsätzliche Einführungen in europäische Wälder war die Erweiterung der Palette jagdbarer Tierarten, z. B. Muntjak (*Muntiacus* spp.), Mufflon (*Ovis aries* Linnaeus, 1758), Damhirsch (*Dama dama* Linnaeus, 1758) und Sikahirsch (*Cervus nippon* Temminck, 1838). Hulme et al. (2008) stellen fest, dass die Einführung zu Nahrungs- und Jagdzwecken der primäre Grund für die Einführung zahlreicher Vögel (61 Arten) und Säugetiere (31 Arten) war. Unabsichtliche Einführungen von Prädatoren (d. h. Entweichen aufgrund tiergestützter Jagdtechniken wie z. B. Falkenjagd oder Nachsucheaktivitäten mit Hunden) fanden ebenfalls statt – mit teils erheblichen ökologischen Folgen, z. B. für bodennistende Vögel. Ergebnisse aus dem Projekt DAISIE (Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe) haben untermauert, dass die Jagd ein wichtiger Pfad für die Einführung von Tierarten in Europa war und bei 25 % der Einführungen von Vogelarten (Kark et al. 2009) und 21 % der Einführungen von Säugetierarten eine Rolle spielte (Genovesi et al. 2009). Allerdings ist die vorsätzliche Einführung zu Jagdzwecken in den letzten Jahrzehnten stark zurückgegangen. Die Gründe liegen vorwiegend in einer veränderten Haltung der Jäger zum Wildmanagement, aber auch in einer Zunahme der Dichte einheimischer Wildarten. Zusätzlich wurden die rechtlichen Rahmenbedingungen angepasst.

> *Die Einführung von Baumarten hat ebenso wie die Einführung von Tierarten zu verschiedenen Zwecken eine lange Tradition.*

Ungeachtet solcher Entwicklungen genießen zahlreiche eingeführte Tierarten in Europa einen hohen Stellenwert als jagdbare Wildtiere (Tapper 1999). Einige wenige dieser eingeführten Wildarten haben sich in freier Wildbahn etabliert. Dort wo sie sich etabliert haben, gibt es verschiedene negative Auswirkungen auf heimische Arten und Ökosysteme. Hierbei ist zu beachten, dass diese Arten in Wildgattern oder Wildparks gehalten wurden. Von dort sind sie ausgebrochen und haben sich in freier Wildbahn ausbreiten können. In Deutschland wurden während des Zweiten Weltkriegs und der anschließenden Besatzung durch die alliierten Streitkräfte viele Gehege und Wildparks aufgegeben. Somit konnten viele Tiere in die freie Wildbahn entkommen. Das hatte in manchen Fällen zur Folge, dass die Populationsdichten mancher Arten so stark zunahm, dass sie durch selektives Abweiden, Schälen und Fegen schwere Schäden in Wäldern verursachten. Um das Jagdliche Spektrum, und vor allem die Trophäenvielfalt zu erweitern wurde beispielsweise der Sikahirsch, ursprünglich aus Asien stammend, in viele europäische Regionen verbracht.

> *Sikahirsch und Sitka-Fichte in Irland – ein Beispiel für Wechselwirkungen zwischen eingeführten Arten.*

Ein Beispiel, das genauer betrachtet werden sollte, sind Sikahirsch, Sitka-Fichte (*Picea sitchensis* (Bong.) Carrière) und Rhododendron (*Rhododendron ponticum* L.) in Irland. Der Sikahirsch wurde ungefähr 1860 zunächst in Irland und anschließend auch in Deutschland (1893), Österreich, Weißrussland, der Tschechischen Republik (1891), Dänemark (1900–1910), Frankreich

(1890), Ungarn, Polen (1895–1911), der Schweiz (1939), der Ukraine (1909) und im Vereinigten Königreich (1898) eingeführt (CABI 2016). Da die Sikahirschpopulationen mittlerweile in vielen irischen Grafschaften hohe bis sehr hohe Dichten erreicht haben, sind deren negative Auswirkungen zunehmend in den Blickpunkt der Forst- und Landwirtschaftsorganisationen gerückt. Bislang wurde das Wildmanagement in Irland nicht abgestimmt mit Forst- und Landwirtschaft. Eine Wildmanagementpolitik ist entsprechend erst kürzlich in Kraft getreten (2015/2016). Sikawild hat sich schnell an die Habitate innerhalb seines Einführungsgebiets angepasst. Traditionelle Jagdmethoden (z. B. Pirschjagd) sind aufgrund des Fluchtverhaltens und der hohen Fruchtbarkeit nicht oder wenig geeignet, um die mittlerweile hohen Populationsdichten zu kontrollieren. So konnte sich diese Art in einigen Gebieten wie den Wicklow-Bergen stark vermehren. Der hohe Verbiss- und Beweidungsdruck durch den Sikahirsch hat zur Verdrängung einiger heimischer Baumarten, insbesondere ökologisch wertvoller Arten wie Eiche (*Quercus* spp.) und Esche (*Fraxinus excelsior* L.) geführt. Darüber hinaus hat Sikawild auch Schäden an der krautigen Bodenvegetation verursacht, die ein wichtiges Element für die Biodiversität darstellt. Hingegen hat sich der Rhododendron, der ebenfalls in Irland eingeführt wurde und für das Wild unattraktiv ist, zu einem starken Invasor entwickelt. Sikawild und Rhododendron haben eine unerwartete und unerwünschte Symbiose entwickelt und eine rasche und vollständige Veränderung eines Ökosystems bewirkt.

Infolgedessen ist Sikawild in zahlreichen Regionen Irlands maßgeblicher Faktor bei der Festlegung, welche Baumarten zur Aufforstung (und Naturverjüngung) verwendet werden. Die Sitka-Fichte wird von Sikawild nicht verbissen, während die meisten anderen geeigneten Baumarten, insbesondere die heimischen Baumarten, niemals über die Beweidungshöhe hinaus wachsen, außer wenn Sikawild durch einen Wildzaun abgehalten wird oder die Sämlinge durch Baumschutzgitter geschützt werden. Die Kombination aus Sikahirsch und Rhododendron ist ausschlaggebend dafür, dass die Sitka-Fichte die am weitesten verbreitete Baumart Irlands ist: Auf die Sitka-Fichte entfallen 52 % der Waldfläche in Irland (siehe Kapitel 5.4). Selbstverständlich bildet das gegenwärtige waldbauliche Förderungssystem, mit dem Sitka-Fichtenplantagen staatlich gefördert werden, ebenfalls einen wichtigen Faktor. Allerdings spielen die vom Sikawild geschaffenen Bedingungen eine wesentliche Rolle. Die Folgen und damit verbundenen Risiken der Entwicklung von Wäldern mit nur einer Baumart sind offensichtlich und müssen hier nicht weiter erörtert werden.

Abb. 72: Wildzaun. Die abundante Douglasienverjüngung innerhalb der Umzäunung ist deutlich sichtbar. Die fehlende Verjüngung außerhalb der Umzäunung wird nur im direkten Vergleich als „fehlend" erkennbar (Foto: M. Müller).

Abb. 73: Große Sikawild-Herde in Mittelböhmen, Tschechische Republik (Foto: J. Peterka).

Sikawild verursacht auch in Süddeutschland, der Schweiz und der Tschechischen Republik erhebliche Probleme, da die Waldverjüngung durch deren Anwesenheit stark beeinträchtigt wird, was wiederum schwerwiegende Folgen für die Waldbewirtschaftung und die waldspezifische Biodiversität hat.

Die langsamen, aber kumulativen Auswirkungen hoher Hirschpopulationen in den Wäldern sind ein Beispiel für ein schleichendes Umweltproblem.

Selektiver Verbiss von kleineren Bäumen durch Wildtiere wird allgemein als eine der größten Herausforderungen der Waldbewirtschaftung in Europa angesehen. Die Auswirkungen der Wildtiere auf die Naturverjüngung sind in der Regel eher langsam und gehen häufig unbemerkt vonstatten. Jedoch summieren sich die Auswirkungen bis zum Erreichen eines Umschlagspunkts und können dann fatale Folgen für ein Ökosystem haben (z. B. Oliver und Larson 1996). Das Phänomen kann als schleichendes Umweltproblem beschrieben werden und jährlich Schäden in Millionenhöhe verursachen. Im Gegensatz zu Bränden oder Stürmen sind die Auswirkungen häufig nicht unmittelbar sichtbar. Die Veränderungen in der Baumzusammensetzung und der zugehörigen Biodiversität geschehen so langsam, dass wir die Auswirkungen im alltäglichen Leben nicht bemerken. Wir nehmen das Fehlen der Sämlinge von Eiche, Bergahorn (*Acer pseudoplatanus* L.) und Weißtanne (*Abies alba* Mill.) nicht wahr und die neue Situation wird „normal". Huftiere haben als selektive Weidetiere einen großen Einfluss auf die Vegetationsbedeckung. Sie reduzieren das Wachstum und die Höhe der Bäume und beeinflussen die vertikale Pflanzenschicht und die Pflanzenartenzusammensetzung in einem Waldgebiet, was sich indirekt wiederum auf die Fauna auswirkt (Gill und Beardall 2001). In einigen Fällen kann es sogar vorkommen, dass bestimmte gefährdete Arten lokal aussterben (Martin und Daufresne 1999). Vor dem Hintergrund des Klimawandels ist jedoch ein hohes Maß an Biodiversität die Voraussetzung für die Weiterentwicklung der Waldökosysteme hin zu resilienten und stabilen, vielfältigen Wäldern.

Beispiel: Mufflon und Wolf in Deutschland

Das Mufflon ist eine Wildschafart, die um 1900 zur Ergänzung der Wildfauna in verschiedenen Regionen Deutschlands eingeführt wurde. Mangels natürlicher Feinde hat es sich rasch verbreitet. Das Mufflon wurde und wird in der Forstwirtschaft und im Naturschutz sehr kritisch gesehen, wurde aber aufgrund seines langjährigen Vorkommens von den Behörden naturalisiert. Jahrelang wurden sowohl die aktive Beseitigung des Mufflons und paradoxerweise auch der Schutz seines Genpools gefordert. Allerdings begann sich die Situation durch die unerwartete erneute Ansiedelung des Wolfs (*Canis lupus* Linnaeus, 1758) rund hundert Jahre später drastisch zu verändern. Das hat dazu geführt, dass das Mufflon innerhalb eines sehr kurzen Zeitraums lokal ausgelöscht wurde. Damit das Mufflon neben dem Wolf existieren kann, benötigt es weitläufige Felsen und Klippen, um dem Wolf entwischen zu können. In Deutschland waren die vom Mufflon besiedelten Gebiete nach 1900 nicht felsig genug, um dem Mufflon ausreichende Fluchträume zu bieten, sodass diese Art mit dem erneuten Auftreten des Wolfs wieder verschwand.

Im Laufe der Zeit entwickeln sich natürliche Kontrollmechanismen, zumindest bei einigen Arten, sofern dies vom Menschen zugelassen und nicht durch gut gemeintes reaktives Management verhindert wird. Das Beispiel von Mufflon und Wolf macht deutlich, dass ein ruhiger und in einigen Fällen entspannterer, aber wissenschaftsbasierter Managementansatz bei eingeführten Arten von Vorteil ist, der mehr Zeit für Beobachtungen und Analysen lässt, bevor dann Maßnahmen auf Grundlage der besten verfügbaren Kenntnisse ergriffen werden. In diesem speziellen Fall hat die Natur ein neues Gleichgewicht geschaffen, was nicht einmal hundert Jahre gedauert hat.

Die isolierte Betrachtung der Folgen einer bestimmten eingeführten Art führt nicht zu einem besseren Einblick in die aktuellen Ökosystemprozesse, da zahlreiche Faktoren berücksichtigt werden müssen. Die Auswirkungen eingeführter Wildarten auf die heimischen Ökosysteme sind ein gutes Beispiel für die Komplexität der Situation. Der Fall des Mufflons unterstreicht, dass man manchmal abwarten und beobachten muss und die Natur im Laufe der Zeit ein neues Gleichgewicht schaffen kann.

Bei der Einführung neuer Arten gilt es zu beurteilen, ob diese potenziell Schäden anrichten könnten. Zudem müssen deren Auswirkungen auf die kompletten Ökosysteme beobachtet werden. In den meisten Fällen ist ein entspannterer Ansatz in Bezug auf solche Einführungen gefragt, da diese nur begrenzte ökonomische und ökologische Auswirkungen haben.

Literaturverzeichnis

Apollonio, M., Andersen, R. und Putman, R. 2010. *European ungulates and their management in the 21st century. Cambridge University Press. 604 S.*

CABI, 2016. *Cervus nippon [original text by Rory Putman]. In: Invasive Species Compendium. Wallingford, UK: CAB International. http://www.cabi.org/isc*

Focardi, S., Aragno, P., Montanaro, P. und Riga, F. 2006. *Inter-specific competition from fallow deer Dama dama reduces habitat quality for the Italian roe deer Capreolus capreolus italicus. Ecography. 29(3): 407-417. doi:10.1111/j.2006.0906-7590.04442.x*

Genovesi, P., Bacher, S., Kobelt, M., Pascal M. und Scalera, R. 2009. *Alien mammals of Europe. Chapter 9. DAISIE, Handbook of Alien Species in Europe. Invading nature: Springer series in invasion ecology, Volume 3. Springer edition. doi:10.1007/978-1-4020-8280-1_9*

Genovesi, P., Carnevali, L., Alonzi, A. und Scalera, R. 2012. *Alien mammals in Europe: updated numbers and trends, and assessment of the effects on biodiversity. Integrative Zoology. 7(3): 247–253. doi:10.1111/j.1749-4877.2012.00309.x*

Genovesi P., Scalera R., Brunel S., Roy D. und Solarz W. 2010. *Towards an early warning and information system for invasive alien species (IAS) threatening biodiversity in Europe. EEA Technical Report n.5/2010. doi:10.2800/4167*

Gill, R.M.A. und Beardall, V. 2001. *The impact of deer on woodlands: the effects of browsing and seed dispersal on vegetation structure and composition. Forestry. 74(3): 209-218. doi:10.1093/forestry/74.3.209*

Glantz, M. 1999. *Creeping Environmental Problems and Sustainable Development in the Aral Sea Basin. Cambridge University Press. 116 S.*

Hulme, P. E., Bacher, S., Kenis, M., Klotz, S., Kühn, I., Minchin, D., Nentwig, W., Olenin, S., Panov, V., Pergl, J., Pyšek, P., Roques, A., Sol, D., Solarz, W. und Vilà, M. 2008. *Grasping at the routes of biological invasions: a framework for integrating pathways into policy. Journal of Applied Ecology. 45(2): 403-414. doi:10.1111/j.1365-2664.2007.01442.x*

Kark, S., Solarz, W., Chiron, F., Clergeau, P. und Shirley, S., 2009. *Alien birds, amphibians and reptiles of Europe. Chapter 8. DAISIE, Handbook of Alien Species in Europe. Invading nature: Springer Series in Invasion Ecology, Volume 3. doi:10.1007/978-1-4020-8280-1_8*

Keller, R.P., Geist, J., Jeschke, M. und Kuhn, I. 2011. *Invasive species in Europe: ecology, status, and policy. Environmental Sciences Europe. 23: 23. doi:10.1186/2190-4715-23-23*

Martin, J.-L. und Daufresne, T. 1999. *Introduced Species and Their Impacts on the Forest Ecosytem of aida Gwaii. In: Wiggins, G.G. (ed.) Proceedings of the Cedar Symposium, May 28-30 1996, Queen Charlotte Island. Ministry of Forests. British Columbia. S. 69-85.*

Oliver, C. D. und Larson, B. C. 1996. *Forest Stand Dynamics. New York: Wiley.*

Tapper, S. 1999. *A question of balance: game animals and their role in the British countryside. The Game Conservancy Trust, Hampshire, UK. 288 S.*

4.5 Eingeführte Baumarten in Mitteleuropa – Auswirkungen auf Arthropodengemeinschaften und Wechselwirkungen zwischen Arten

Martin M. Gossner

Einführung

Die Waldlandschaften in Mitteleuropa weisen eine vergleichsweise geringe Vielfalt heimischer Baumarten auf. Dies ist das Ergebnis postglazialer Einschränkungen in der Ausbreitung (Normand et al. 2011, Svenning und Skov 2007). Seit prähistorischer Zeit wurden diese Wälder größtenteils vom Menschen geprägt (Konold und Beck 1996). Dazu gehören auch Veränderungen in der Landnutzung, zum Beispiel die Umwandlung in landwirtschaftliche Nutzflächen (Hansen et al. 2013); schnell wachsende, in Europa heimische Baumarten, insbesondere die Gemeine Fichte (*Picea abies* (L.) H.Karst.), wurden weiträumig außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebiets angebaut (Schelhaas et al. 2003). Aufgrund des Klimawandels werden großflächige Verluste durch Windwurf und den Befall durch Borkenkäfer in diesen künstlichen Beständen voraussichtlich zunehmen und machen daher eine Diskussion über geeignete alternative Baumarten mit geringerem Risiko und hohem Ertrag dringlicher (Bolte et al. 2009).

Seit Ende der 1880er-Jahre wurde die Eignung eingeführter Baumarten für die Waldbewirtschaftung zunehmend im Versuchsanbau getestet, um die Verfügbarkeit von Baumarten in mitteleuropäischen Wäldern zu steigern (z. B. Ganghofer 1884, Otto 1993). Während das Hauptaugenmerk dieser frühen Experimente zunächst auf einem hohen Holzertrag und der Stabilität von Beständen lag, wurde die Komplexität möglicher Auswirkungen auf das Ökosystem zunehmend erkannt und nun in der Auswertung zur Nachhaltigkeit des Anbaus berücksichtigt (Otto 1993, Vor et al. 2015). Dennoch ist die Diskussion über den Anbau eingeführter Arten zwischen Forstwirtschaft, Naturschutz und Gesellschaft nach wie vor emotional statt evidenzbasiert. Dies liegt nicht zuletzt daran, dass unser Wissen über die ökologischen Auswirkungen des Anbaus eingeführter Arten, z. B. für die Artenvielfalt und Wechselwirkungen zwischen Arten, noch begrenzt ist. Grund dafür ist die Komplexität potenzieller Wechselwirkungen, die Unvorhersagbarkeit etwaiger Anpassungen von Arten und unvorhergesehene Reaktionen auf den Klimawandel. Einige eingeführte oder mit eingeführte Arten könnten sich invasiv entwickeln. Das bedeutet, sie breiten sich besonders schnell aus und schädigen die Umwelt, die menschliche Wirtschaft oder die Gesundheit.

Im Allgemeinen sind die Auswirkungen eingeführter Baumarten auf heimische Arthropodengemeinschaften zurückzuführen auf: (1) nicht einheimische Insektenarten, die gemeinsam mit oder nach Einführung einer Baumart eingeführt wurden; (2) keine Anpassung einheimischer Insektenarten an die Pflanzeninhaltsstoffe der eingeführten Baumarten – man geht davon aus, dass auf Wirtspflanzen spezialisierte Herbivoren am stärksten betroffen sind, die Auswirkungen aber auch in höhere trophische Ebenen reichen; (3) Unterschiede zur Baumstruktur heimischer Arten, was entweder zur Zu- oder

Abnahme der strukturellen Heterogenität führen kann und daher die Verfügbarkeit von Nischen verändert; und (4) Veränderungen der biotischen und abiotischen Umwelt in Wäldern, und dies könnte zusätzliche weitreichende Konsequenzen für eine Vielzahl von Organismen haben.

Ziel dieses Kapitels ist es, einen evidenzbasierten Diskurs über die Auswirkungen des Anbaus eingeführter Baumarten auf Arthropodengemeinschaften und die damit verbundenen Wechselwirkungen zwischen Arten in Wäldern Mitteleuropas zu fördern. Ausgehend von Erkenntnissen aktueller wissenschaftlicher Studien möchte ich die Auswirkungen eingeführter Arten auf den Naturschutz und den Waldschutz bewerten.

Derzeitige Erkenntnisse lassen auf negative wie positive Auswirkungen von eingeführten Tieren auf einheimische Pflanzen- und Tierarten schließen. Der spezifische Verlauf der Auswirkungen hängt weitgehend von den artspezifischen Eigenschaften, der Zahl der Einführungen und dem phylogenetischen Abstand zu einheimischen Arten ab.

Es gibt zahlreiche Beispiele für nichteinheimische Tierarten, die gemeinsam mit ihrem Wirt eingeführt wurden. Dazu zählen einige spezialisierte Herbivoren, die sich von nur einer Pflanzengattung ernähren, aber auch Generalisten, die ein breiteres Pflanzenspektrum nutzen (Tab. 23).

Spezialisierte Herbivoren, die gemeinsam mit nichteinheimischen Baumarten eingeführt wurden, können sich auf ihren Wirt auch in der neuen Region negativ auswirken und somit die Pflanzenfitness beeinträchtigen (Beispiele hierzu in Vor et al. 2015). Jedoch gibt es auch Hinweise auf Folgen für einheimische Tierarten. Die Douglasienwolllaus (*Gilletteella cooleyi* (Gillette 1907); *G. coweni* (Gillette 1907)) wird von einheimischen Aphidophagen gefressen. Die Populationen dieser Arten könnte durch die Douglasienwolllaus sogar gefördert werden, was wiederum positive Auswirkungen in der Bekämpfung von Lausbefall auf heimischen Baumarten haben könnten (Gossner et al. 2005). Das Ameisenvorkommen wird hingegen durch die Douglasie (*Pseudotsuga menziesii* (Mirbel) Franco) negativ beeinflusst. Dies ist auf die Nichteignung der Douglasienwolllaus als Honigtau-Ressource für Ameisen, zum Beispiel der Gattung Formica, und auf den Mangel anderer Honigtau produzierender Baumlausarten (*Lachnidae*) auf der Douglasie zurückzuführen (Gossner 2004). Andere eingeführte Insektenarten werden von einheimischen Insekten parasitiert. Kasch und Nicolai (2002) haben gezeigt, dass 10 % der auf der Gewöhnlichen Robinie (*Robinia pseudoacacia* L.) minierenden Larven von einheimischen Schlupfwespen (*Chalcididae*) parasitiert werden. Dies weist entweder auf eine Plastizität der heimischen Arten oder auf die Anpassung an den neuen eingeführten Wirt hin.

Tab. 23: Beispiele für Insektenarten, die gemeinsam mit Baumarten nach Europa eingeführt wurden. Spezialist bedeutet, dass sich eine bestimmte Art von nur einer Pflanzengattung ernährt.

Art	Ordnung	Familie	Nahrungs-spezialisierung	Eingeführte Baumart	Erstmals in Europa entdeckt	Wechsel auf heimische Wirte	Anmerkung	Quelle
Gilletteella cooleyi	Hemiptera	Adelgidae	Spezialist	*P. menziesii*	1910	Nein	komplexer Generations- und Wirtswechsel; Gallen auf *Picea sitchensis*	Postner (1955), Steffan (1970), Wimmer (1935)
Gilletteella coweni	Hemiptera	Adelgidae	Spezialist	*P. menziesii*	1910	Nein	kein Wirtswechsel	
Nematus tibialis	Hymenoptera	Tenthredinidae	Spezialist	*R. pseudoacacia*	1825	Nein		Kruel (1952), Kulfan (2012), Rasplus et al. (2010), Tóth et al. (2011), Vor et al. (2015)
Parectopa robiniella	Lepidoptera	Gracillariidae	Spezialist	*R. pseudoacacia*	1970	Nein		
Phyllonorycter robiniella	Lepidoptera	Gracillariidae	Spezialist	*R. pseudoacacia*	1983	Nein		
Etiella zinckenella	Lepidoptera	Pyralidae	Generalist	*R. pseudoacacia*	1989	Ja		
Megastigmus spermotrophus	Hymenoptera	Torymidae	Spezialist	*P. menziesii*	1893	Nein	konkurriert mit eingeführter *Leptoglossus occidentalis*	Auger-Rozenberg und Roques (2012), Lessmann (1974)
M. pinsapinis	Hymenoptera	Torymidae	Spezialist	*C. atlantica*	1947	Nein	konkurriert mit *M. schimitscheki*. Vermutlich deutlich vor aufgeführtem Zeitpunkt eingeführt	Auger-Rozenberg und Roques (2012), Ros et al. (1993)
M. schimitscheki	Hymenoptera	Torymidae	Spezialist	*C. libani, C. brevifolia*	1994	Nein	konkurriert mit *M. pinsapinis*	
M. specularis	Hymenoptera	Torymidae	Spezialist	*Abies spp.*	1945	Ja	tendieren zur Verdrängung von einheimischen Erzwespen	
M. rafni	Hymenoptera	Torymidae	Spezialist	*Abies spp.*	1952	Ja		
M. milleri	Hymenoptera	Torymidae	Spezialist	*Abies spp.*	1952	Ja		
M. pinus	Hymenoptera	Torymidae	Spezialist	*Abies spp.*	1931	Ja		
M. atedius	Hymenoptera	Torymidae	Spezialist	*Picea spp.*	1954	Ja		
M. transvaalensis	Hymenoptera	Torymidae	Spezialist	*S. terebinthifolia*	1962	Nein		
M. nigrovariegatus	Hymenoptera	Torymidae	Spezialist	*Rosa spp.*	1987	Ja		
Dreyfusia nordmannianae	Hemiptera	Adelgidae	Spezialist	*A. nordmanniana*	1840	Ja	konkurriert mit heimischer *Dreyfusia piceae* on *Abies alba*	Nierhaus-Wunderwald und Forster (1999)
Dasineura gleditchiae	Diptera	Cecidomyiidae	Spezialist	*G. triacanthos*	1975	Nein	negative Auswirkungen auf die Pflanzenfitness	EPPO (2008)

Abb. 74: Beispiele von nach Europa eingeführten Insektenarten mit ihren Wirtspflanzen: A: *Gilletteella* spp. auf Douglasie; B: *Phyllonorycter robiniella* (Clemens, 1859) auf Gewöhnlicher Robinie; C: *Leptoglossus occidentalis* (Heidemann, 1910), ein Samenprädator auf Koniferen, eingeführt 1999 aus dem westlichen Nordamerika. Fotos: A, B: Beat Wermelinger, C: Martin Gossner.

Eingeführte Samenwespen veranschaulichen die potenziellen Wechselwirkungen zwischen Arten. Die Samenwespe (*Megastigmus spermotrophus* (Wachtl, 1893) wurde 1893 mit der Douglasie eingeführt und ist in Europa inzwischen als spezialisierter Pflanzenfresser weit verbreitet. Diese Art ist nicht auf einheimische Baumarten übergegangen und hat vor Ankunft der Amerikanischen Kiefernwanze 1999 (*Leptoglossus occidentalis* Heidemann, 1910) die gesamte Nische der Samenzapfen auf Douglasien besetzt (Auger-Rozenberg und Roques 2012). Andere eingeführte Wespenarten wechselten jedoch auf einheimische Arten und haben dort entweder einheimische Zapfenwespen auf einheimischen Tannen (*Abies* spp.) verdrängt oder für größeren Schaden an Samen einheimischer Rosen (*Rosa* spp.) gesorgt, mit negativen Folgen für deren Regeneration. Somit konkurrieren eingeführte Arten mit einheimischen Insekten um Nahrungsressourcen (Fabre et al. 2004). Eine weitere spezialisierte eingeführte Insektenart, die schwerwiegenden Schaden an der Weißtanne (*Abies alba* Mill.) in Mitteleuropa verursacht hat ist die Weißtannentrieblaus (*Dreyfusia nordmannianae* Eckst., 1890), die mit der Nordmanntanne (*Abies nordmanniana* (Stev.) Spach) aus dem Kaukasus eingeführt wurde. Wie Auger-Rozenberg und Roques (2012) für Erzwespen vorschlagen, besteht kein allgemeines Invasionsmuster. Eine mögliche Erklärung für den Invasionserfolg eingeführter Arten sind unterschiedliche biologische Arteigenschaften.

Eingeführte herbivore Generalisten wirken sich eher negativ auf heimische Arten aus, weil sie sich auf vielen verschiedenen Pflanzenarten entwickeln und dort überleben

können. Die Amerikanische Kiefernwanze, die 1999 erstmals aus Nordamerika nach Italien eingeführt wurde (Taylor et al. 2001) und sich in den letzten Jahren in ganz Europa ausbreitete (Fent und Kment 2011), ist ein anschauliches Beispiel. Sie beschädigt nicht nur die Samen der eingeführten Douglasie, sondern auch die einheimischer Kiefern (*Pinus* spp.) und kann folglich die Naturverjüngung einheimischer Arten einschränken und deren Fitness durch die Ausbreitung von Erregern verringern (Lesieur et al. 2014, Tamburin et al. 2012). Unter den Motten gibt es weitere Beispiele: der Amerikanische Webebär (*Hyphantria cunea* Drury, 1773), der bei eingeführten Arten wie z. B. beim Eschenahorn (*Acer negundo* L.) und dem Götterbaum (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle) sowie bei einheimischen Wirtspflanzen in Europa (Krehan und Steyrer 2009) eine komplette Entlaubung verursachte; und der Götterbaum-Spinner (*Samia cynthia* Drury, 1773), der sich sowohl von einer breiten Palette einheimischer Gehölze als auch vom eingeführten Götterbaum ernährt (Vor et al. 2015). Die bekanntesten Beispiele für Käferarten sind der Asiatische Laubholzbockkäfer (*Anoplophora glabripennis* Motschulsky, 1853), der schweren Schaden auf sommergrünen Baumarten in Nordamerika und Europa anrichtet (Hu et al. 2009, Meng et al. 2015) und der Asiatische Eschenprachtkäfer (*Agrilus planipennis* Fairmaire, 1888), der in Russland bereits invasiv ist und durch den in naher Zukunft schwerwiegende Auswirkungen auf eingeführte und einheimische Eschenarten (*Fraxinus* spp.) in Mitteleuropa erwartet werden (Orlova-Bienkowskaja 2014).

Die Wahrscheinlichkeit, dass eine eingeführte Baumart von einheimischen Insekten besiedelt wird, hängt von vielen unterschiedlichen Faktoren ab, darunter die baumspezifischen physikalischen, chemischen und phänologischen Eigenschaften der eingeführten Arten, sowie deren phylogenetische Isolation, deren Abundanz im Einführungsgebiet, die Zeit seit der Einführung und Einflüsse der Baumarten in der Umgebung.

Man geht davon aus, dass pflanzenfressende Insekten (Herbivoren), insbesondere auf Wirtspflanzen spezialisierte Arten, am stärksten von eingeführten Baumarten beeinträchtigt werden, da sie beispielsweise an „neue“ Pflanzenstoffe nicht angepasst sind („taxonomische Isolation“, Connor et al. 1980). Entsprechend sollten eingeführte Baumarten mit näheren einheimischen Verwandten im neuen Gebiet mehr Herbivoren aufgrund von phylogenetischem Konservatismus teilen (Branco et al. 2015, Roques et al. 2006). Zurückzuführen ist dies auf die Koevolution zwischen Insekten und Pflanzen sowie eine Konservierung bestimmter funktionaler Pflanzeneigenschaften. Dies hat sich als wichtiger Mechanismus erwiesen und erklärt die Herbivoren-Gemeinschaften in Baumkronen erwachsener eingeführter Douglasien und Roteichen (*Quercus rubra* L.) (Gossner et al. 2009). Dennoch könnten je nach Zusammenspiel zwischen Biologie und Evolutionsgeschichte des herbivoren Taxons, lokaler Abundanz heimischer Baumarten und phylogenetischer Zusammenhänge andere Mechanismen an Bedeutung gewinnen. Unter anderem sagt die geografische Kontingenz voraus, dass Abstammungslinien von Pflanzen in verschiedenen Teilen der Welt unterschiedliche biotische und abiotische Eigenschaften hervorbringen können. Dies hat unterschiedliche koevolutionäre Prozesse zur Folge (Thompson 1999). Sogenannte Masseneffekte, die Immigration von Insekten von lokal abundanten Pflanzenarten (Shmida und Wilson 1985), haben sich als wichtiger Mechanismus bei eingeführten Douglasien (Gossner et al. 2009) erwiesen; hier wurde eine Immigration von umliegenden Rotbuchen (*Fagus sylvatica* L.) in gemischten Bestände aus Douglasien und Buchen beobachtet.

Man kann davon ausgehen, dass die Zahl von Arthropodenarten, die eingeführte Baumarten besiedeln, mit der Zeit seit deren Einführung zunehmen wird (Frenzel et al. 2000, Gossner 2004). Außerdem könnte sie mit steigender Verbreitung einer eingeführten Baumart zunehmen, wie es sich bereits im Fall von Gehölzarten in Großbritannien gezeigt hat (Kennedy und Southwood 1984). Dies ist darauf zurückzuführen, dass mit der Zeit ein Aufeinandertreffen der Interaktionspartner und damit Anpassungen wahrscheinlicher werden. Allgemein ist der Spezialisierungsgrad auf Wirtsgattungen bei Pflanzenfressern (Phytophagen) mitteleuropäischer Koniferen gering, zumindest im Flachland (Gossner 2004, Roques et al 2006, Tahvanainen und Niemelä 1987). Daher ist die Ausdehnung des Wirtsspektrums durch heimische Insekten auf eingeführten Koniferen wie der Douglasie wahrscheinlicher als bei Laubbäumen wie der Roteiche. Dies hat einen geringeren Unterschied in der Artenvielfalt zwischen eingeführten und den am nächsten verwandten einheimischen Koniferenarten zur Folge (Gossner 2004). Obwohl viele Roteichenspezialisten die eingeführte Roteiche nicht nutzen können (Gossner 2004; Wehrmaker 1990), könnten einzelne durch Vermeidung von Konkurrenten eine höhere Abundanz auf den eingeführten Bäumen erreichen, solange sie mit den physikalischen und chemischen Eigenschaften des neuen Wirts zurechtkommen (Gossner 2008). Die fortlaufende Anpassung an unterschiedliche Nährstoffe und sekundäre Pflanzenstoffe könnte bei Arten beobachtet werden, die sich in Eicheln entwickeln (Gossner und Gruppe 2004). Während sich Rüsselkäfer, die auf eine Pflanzengattung spezialisiert sind (monophag), nicht erfolgreich in Eicheln der Roteiche entwickeln konnten, schlüpften Wickler, die unterschiedliche Pflanzengattungen nutzen (polyphag), erfolgreich aus Eicheln dieser Baumart, jedoch in deutlich geringerer Anzahl als bei einheimischen Eicheln (Gossner und Simon 2005). Auch einige Gallen der Gallmücken und Gallwespen wurden bereits auf der Roteiche beobachtet (Ruff 2008). Dies weist auf Anpassungen an den neuen Wirt hin, obwohl der Wechsel von der Gruppe der Weißeichen (alle heimische europäische Eichen) auf Roteichen unwahrscheinlicher sein sollte (Regel nach Osten-Sacken; Osten-Sacken 1865). Auch andere Spezialisten haben erfolgreich von einheimischen auf eingeführte Gehölze gewechselt, so auch die Birkenzierlaus (*Euceraphis punctipennis* Zetterstedt 1828), die von Birken (*Betula* spp.) auf Platanen (*Platanus* spp.) wechselte (Olthoff 1986), die Sauerdorn-Bohrfliege (*Rhagoletis meigenii* Loew, 1844) von der Gewöhnlichen Berberitze (*Berberis vulgaris* L.) auf die Gewöhnliche Mahonie (*Mahonia aquifolium* (Pursh) Nutt.) (Soldaat und Auge 1998) und einheimische Samenwespen von einheimischen auf eingeführte Fichten (*Picea* spp.) (Ros et al. 1993). Neben der phylogenetischen Verwandtschaft spielte auch die Phänologie, zum Beispiel dieselbe Blütezeit, bei eingeführtem und einheimischem Wirt, eine wichtige Rolle für diese Wechsel der Wirtspflanze.

Sich von Holz ernährende Arten (Xylophagen) zeigen auch einen gewissen Grad der Wirtsspezifität, zumindest in den frühen Phasen der Holzzersetzung (Gossner et al. 2016), und könnten daher negativ auf eingeführte Baumarten reagieren. Die Artenvielfalt in Kronentotholz eingeführter Douglasien und Roteichen (Gossner 2004) sowie in großen Stammstücken von Douglasien in den ersten drei Jahren der Zersetzung (Gossner et al. 2016) war signifikant geringer als bei einheimischen Fichten oder Eichen. Dies könnte zum Teil auf die unterschiedlichen Holzeigenschaften zurückzuführen sein, unabhängig von der Herkunft des Baumes (Kahl et al., 2017). Jedoch konnten wir in den ersten drei Jahren der Zersetzung insgesamt 158 Totholzkäferarten in insgesamt 60 Douglasienstämmen in drei Regionen Deutschlands feststellen. Dies entspricht mindestens 37 % aller Arten, die aus Stämmen von insgesamt 13 Baumarten schlüpften und 75 % aller Arten, welche die Gemeine Fichte besiedelten. Ob sich die Eignung eingeführter Baumarten für xylobionte Arten mit der Totholzzersetzung ändert, muss durch zukünftige Studien und Experimente geklärt werden. Möller (1998) gibt einige Hinweise darauf, dass die

Eignung stark zwischen eingeführten Baumarten variieren kann und von der Spätblühenden Traubenkirsche über die Roteiche zur Gewöhnlichen Robinie abnimmt. Dies könnte am zunehmenden phylogenetischen Abstand zur nächsten heimischen Baumart liegen (Spätblühende Traubenkirsche: 9,5 Mio a, Roteiche: 17 Mio a, Gewöhnliche Robinie: 97,5 Mio a; Durka und Michalski 2012). Höchstwahrscheinlich laufen bei xylophagen und phytophagen Arten ähnliche Mechanismen ab.

Eingeführte Baumarten könnten auch Nahrungsnetze beeinflussen, mit möglicherweise weitreichenden Folgen für die Wechselbeziehungen in Biozönosen (Pimm et al. 1991). Wenn sich Herbivoren auf eingeführten Arten schneller entwickeln als auf heimischen, könnten sie ihren natürlichen Feinden entkommen und somit Massenvermehrungen verursachen. Dies war beispielsweise beim Pinien-Prozessionsspinner (*Thaumatopoea pityocampa* Denis & Schiffermüller, 1775) auf der eingeführten Monterrey-Kiefer (*Pinus radiata* D.Don) und der einheimischen Seekiefer (*Pinus pinaster* Aiton) in Italien der Fall (Buxton 1990). Die frühere Verpuppung auf der Monterrey-Kiefer verringerte die Zeit des Ausgesetztseins gegenüber der parasitoiden Raupenfliege *Phryxe caudata* (Rondani, 1859), was wiederum das Massenvorkommen dieser Raupen auf dieser Kiefernart ausgelöst haben könnte.

Die Pflanzenarchitektur und -struktur und somit die Abundanz und Vielfalt unterschiedlicher Nischen wurde als entscheidende Steuergrösse der Arthropodengemeinschaften auf Bäumen identifiziert (Lawton 1983). Neben Totholz könnten auch andere Strukturen eingeführter Baumarten die Artenvielfalt fördern, indem sie zusätzliche Nischen bieten. Ein Beispiel dafür sind Rindenstrukturen (Nicolai 1986). Eine raue und zerfurchte Rinde, in der sich organische Materie ansammeln kann, könnte die Vielfalt von Insekten fördern, da sie Schutz und Ressourcen bietet. Ein Beispiel hierfür ist die stark strukturierte Rinde des Berg-Ahorns (Klausnitzer 1988, Olthoff 1986), der vielen überwinternden Arten Nischen bietet. Auch Douglasien haben eine dicke und raue Rindenstruktur, die den Baum vor häufig vorkommenden Bränden im natürlichen Verbreitungsgebiet schützt (Starker 1934). Überraschenderweise fördert dies im Vergleich zur Gemeinen Fichte die Artenvielfalt nicht. Vermutlich liegt das an der geringen Nahrungsverfügbarkeit für Arten, die auf Struktur angewiesen sind, z. B. Spinnen (Gossner 2004, Gossner und Ammer 2006). Die raue Struktur der Rinde scheint weniger geeignet für Arten zu sein, die während ihres Lebenszyklus zwischen den vertikalen Schichten des Waldes wechseln, darunter viele Herbivoren (Gossner und Ammer 2006). Auch die Kronenstruktur variiert sehr stark zwischen Baumarten und könnte sich auf Taxa wie Spinnen auswirken, die durch die Verfügbarkeit von Habitatstrukturen, z. B. Zweige und Nadeln, limitiert sind (Halaj et al. 2000). Blick und Gossner (2006) beispielsweise haben Unterschiede in der Zusammensetzung von Nahrungserwerbstrategie-Gilden zwischen Fichten und eingeführten Douglasien feststellen können. Während netzbauende Spinnen in den Baumkronen von Fichten eine wesentlich größere Bedeutung hatten als in denen von Douglasien (55,2 % vs. 23,8 %), zeigten Laufjäger ein gegenteiliges Muster (37,0 % vs. 67,3 %). Des Weiteren wirkt sich die Kronenstruktur auf mikroklimatische Bedingungen aus: Bei Douglasien ist sie beispielsweise im Vergleich zu einheimischen Baumarten offener und exponierter (und überragt umliegende gleichalte Bäume) und fördert somit thermophile Arten im Sommer (Gossner und Ammer 2006), mindert aber die Insektenabundanz im Winter (Gossner und Utschick 2004).

Exkurs 21: Trophische Kaskaden

Die trophische Kaskade ist ein ökologisches Konzept, das auf Aldo Leopold zurückgeht. Ausgehend von seinen Beobachtungen zur Überweidung von Berghängen durch Rehwild nach Ausrottung der Wölfe durch den Menschen beschrieb er erstmals diesen Mechanismus (Leopold 1949). Dies hat in vielen Bereichen der Ökologie neue Forschungen angeregt.

Das Konzept geht allgemein davon aus, dass Nahrungsnetze auf unterschiedlichen Trophieniveaus organisiert sind, z. B. Pflanzen, pflanzenfressende Insekten und deren Prädatoren. Dann wären Top-down- und Bottom-up-Kaskaden vorstellbar. Im Fall der Top-down-Kaskade wird die Nahrungskette durch Entfernung des Konsumenten unterbrochen. Im Hinblick auf eingeführte Baumarten könnte dies geschehen, wenn Herbivoren, aber nicht ihre Prädatoren mit den Baumarten gemeinsam eingeführt werden (unter Annahme, dass Prädatoren die Abundanz der Herbivoren im natürlichen Verbreitungsgebiet reduzieren) oder wenn die eingeführten Baumarten von der wichtigsten Herbivorenart befreit werden. Dies könnte sich auf die Ebene des Primärproduzenten auswirken: durch entweder geringeren (kein Herbivorenvorkommen) oder erhöhten (geringerer Prädatorendruck auf Herbivoren) Herbivoriedruck und folglich Einfluss auf die Pflanzenfitness und Konkurrenzfähigkeit. In der Bottom-up-Kaskade könnte die gemeinsame Einführung von Herbivoren und seiner Wirtsbaumart in ein neues Gebiet die trophische Kette hinauf kaskadieren, indem Populationsgrößen einer höheren trophischen Ebene wie beispielsweise wirbellose Konsumenten (zweiter Ordnung) und Wirbeltiere (dritter Ordnung) reduziert werden. Dies tritt ein, wenn durch die neue Arteinführung die Nahrungsverfügbarkeit reduziert wird.

Es hat sich gezeigt, dass höhere Ressourcenabundanz („More Individual Hypothesis"; Srivastava und Lawton 1998) wie auch eine größere Ressourcenvielfalt („Resource Heterogeneity Hypothesis"; Hutchinson 1959) die Vielfalt höherer Trophieebenen beeinflussen. Eine geringere Eignung eingeführter Baumarten für einheimische Herbivoren und eine geringere Insektenabundanz aufgrund reduzierter Verfügbarkeit an strukturellen Mikrohabitaten könnte sich somit auf höhere Trophieebenen auswirken (vgl. Exkurs 21). Solche Kaskadeneffekte sind belegt für Roteichen und Douglasien (Gossner 2004, Gossner und Ammer 2006). Reduzierte Nahrungsressourcen auf eingeführten Bäumen könnten für Tertiärkonsumenten wie beispielsweise Vögel sogar schwerwiegender sein. Bei Douglasienkronen zeigten sich beispielsweise negative Auswirkungen einer reduzierten Arthropodenabundanz im Winter auf Vögel (Gossner und Utschick 2004). Dies muss jedoch nicht zwangsläufig der Fall sein, wenn zum Beispiel gemeinsam vorkommende eingeführte Insektenarten einheimische Prädatoren anziehen, Herbivoren eine hohe Abundanz durch verringerten Wettbewerb erlangen (z. B. auf der Roteiche, s. o.), sehr attraktive Blüten bestäubende Insekten anlocken (z. B. der Sommerflieder *Buddleja davidii* Franch.; Owen und Whiteway 1980) oder eine große Vielfalt an Mikrohabitaten die Verfügbarkeit an Nischen und somit die Insektenvielfalt erhöht (Crooks 2002). Diese potenziell positiven Folgen durch höhere Attraktivität könnten jedoch auch negative Auswirkungen haben, wenn eingeführte Arten als ökologische Falle wirken. Eine ökologische Falle entsteht, wenn die Attraktivität eines Habitats unverhältnismäßig zu dessen Wert für Überleben und Reproduktion zunimmt. Eine geringere Fitness einheimischer Insekten auf eingeführten Baumarten konnte für einige herbivore Arten belegt werden, z. B. bei der Nonne (*Lymantria monacha* Linnaeus, 1758) (Gruppe und Gossner 2006) und bei Weißlingen (*Pieris* spp.) (Rodman und Chew 1980).

Auswirkungen auf Bestandsebene hängen von der Identität eingeführter Baumarten und unterschiedlichen forstwirtschaftlichen Aspekten ab. Die Mischung der Baumarten und Durchforstung beeinflussen zum Beispiel biotische (Zusammensetzung von Pflanzen und Streu) wie auch abiotische (Licht, Temperatur, Luftfeuchtigkeit) Bestandsbedingungen.

Eingeführte Baumarten können den Streueintrag, die baumspezifische Wurzelbildung und die Beschattung verändern und allelopathische Substanzen freisetzen (biochemische Substanzen, die Keimung, Wachstum, Überleben und Reproduktion anderer Organismen beeinflussen). Dadurch werden die physikalischen und chemischen Eigenschaften von Waldbeständen verändert, vor allem auch in den Waldböden. Dies wiederum könnte sich auf Arthropodengemeinschaften auswirken (z. B. Prescott und Grayston 2013). Verschiedene Studien haben die negativen Folgen eingeführter Arten auf die Vielfalt bodenbewohnender Prädatoren und Zersetzer bezüglich der Douglasie belegt (vgl. Schmid et al. 2014). Die Auswirkungen der Baumarten könnten jedoch von Jahreszeit, Alter und Waldbewirtschaftung abhängen (Ziesche und Roth 2008). Zudem ist der Einfluss eingeführter Arten stark abhängig von der Zusammensetzung der Baumarten, zum Beispiel ob eingeführte Baumarten als Monokultur angepflanzt werden oder einzeln in einheimischen Waldbestände eingebracht werden (z. B. Oxbrough et al. 2016). Engel (2001) beispielsweise stellte eine abnehmende Abundanz großer zersetzender Arthropoden (Makrofauna, >2 mm), von Douglasienbeständen über gemischte Douglasien-Fichten-Bestände bis hin zu reinen Fichtenbeständen fest. Die Abundanz in reinen Douglasienbeständen war jedoch deutlich geringer aus als in Buchenbeständen. Arten, die in oder auf der Rinde der Douglasie leben, wiesen im Vergleich zur Fichte eine geringere Vielfalt (bzgl. aller Arten und Koniferenspezialisten) in von Buchen und Fichten dominierten Beständen auf, jedoch nicht in von Douglasien dominierten Beständen. Im Kronendach war die Vielfalt bei Douglasien im Vergleich zur Fichte größer (bzgl. aller Arten und Koniferenspezialisten) in von Fichten und Douglasien dominierten Beständen. Gegenteiliges wurde in von Buchen dominierten Beständen beobachtet (Gossner und Ammer 2006). Im Kronendach von Laubbeständen nahm die Vielfalt an Wanzen (Hemiptera) bei zunehmendem Anteil eingeführter Roteichen ab, während die Dominanz einzelner Arten zunahm (Gossner 2008).

Eine Veränderung in der Zusammensetzung von Arthropodengemeinschaften durch die Einführung von Baumarten führt zu einer Veränderung trophischer Interaktionen und folglich zu einer Änderung der Prozesse wie Herbivorie, Holz- und Blattzersetzung, Nährstoffkreislauf und Schädlingsbekämpfung im gesamten Waldökosystem vom Boden bis ins Baumkronendach.

Durch die direkte oder indirekte Veränderung der Zusammensetzung von Arthropoden – indem physikalische oder chemische Bestandseigenschaften durch die Einführung von Baumarten verändert werden – könnten viele Prozesse, an denen Arthropoden beteiligt sind, darunter Herbivorie, Bestäubung, Prädation, Zersetzung und Nährstoffkreisläufe stark beeinträchtigt werden.

Die meisten Studien zu Zersetzungsprozessen und Nährstoffkreisläufen haben sich auf Auensysteme konzentriert (vgl. Ferreira et al. 2016). Studien zu eingeführten Baumarten in bewirtschafteten Wäldern in Europa sind nicht eindeutig. Die Zersetzung der aus Douglasiennadeln bestehenden Waldstreu könnte im Vergleich zu anderen Koniferen wie Fichten erhöht sein und somit die Bodenversauerung verringern (Knoerzer et al. 1995, Pontegnie et al. 2005). Bei einem in Süddeutschland durchgeführten Zersetzungsexperiment, bei dem unterschiedliche Maschengrößen verwendet wurden, waren die Abbauraten von Makrofauna (Arten >2 mm) und Mesofauna (0,1–2 mm) im ersten Jahr jedoch ähnlich zu denen heimischer Weißtannen und Gemeiner Fichten (Engel 2001). Auch die Ergebnisse aus Nordwestdeutschland zeigen keine Unterschiede in der Streuzersetzung zwischen Beständen der Douglasie, Gemeinen Fichte, Waldkiefer (*Pinus sylvestris* L.) und Buche (Mindrup et al. 2001). Diese Ergebnisse stellen die Verbesserung der Bodenqualität durch die Douglasie in Frage. Außerdem könnten durch die Douglasie tiefere Bodenschichten versauern und Komponenten des Bodenhumus destabilisieren (Hüttl und Schaaf 1995, Marques und Ranger 1997). In der Studie von Engel (2001) lag die Zersetzungsrate der eingeführten Roteiche deutlich über der von Koniferen, ähnelte aber der einheimischen Stieleiche (*Quercus robur* L.). Auch im Fall der Spätblühenden Traubenkirsche konnte die geplante Bodenverbesserung in Kiefernwäldern in Norddeutschland nicht bestätigt werden (Rode et al. 2002). Im Gegensatz dazu wird die Streu der eingeführten Gemeinen Robinie dank eines günstigen C/N-Verhältnisses schnell zersetzt und fördert die biologische Aktivität im Boden (Gemeinhardt 1959). Die Holzzersetzung könnte bei eingeführten im Vergleich zu einheimischen Baumarten langsamer erfolgen, weil heimische Insekten nicht an die physikalischen und chemischen Holzeigenschaften angepasst sind. Entsprechend der relativ geringen Vielfalt an Totholzkäfern, die aus den experimentell ausgelegten Douglasienstämmen schlüpften (Gossner et al. 2016), war die Zersetzungsrate der Douglasie im Vergleich zu 12 heimischen Baumarten in diesem weiträumig angesetzten Totholzexperiment die niedrigste (Kahl, T., 2007). Es bedarf mehr Zersetzungsexperimenten mit einer größeren Anzahl eingeführter Baumarten, um die Folgen eingeführter Baumarten für die Zersetzung umfassend zu bewerten.

Exkurs 22: Enemy Release-Hypothese

Innerhalb einer einheimischen Artengemeinschaft ist eine Pflanzenart einer breiten Palette natürlicher Feinde ausgesetzt (Spezialisten und Generalisten). Die Stärke der Interaktion hängt von der Pflanzenart selbst und den biotischen und abiotischen Faktoren ab. Dies führt zu komplexen indirekten Folgen für die pflanzliche Leistungsfähigkeit und Abundanz. Das Fehlen von natürlichen Feinden, das heißt Herbivoren, auf einer eingeführten Art in ihrem Einführungsgebiet wird als Konkurrenzvorteil gegenüber einheimischen Arten angesehen. Dies gilt als wichtiger Mechanismus biologischer Invasionen und wird als „Enemy Release Hypothesis, ERH“ bezeichnet (Keane und Crawley 2002, Liu und Stiling 2006). Die ERH besagt, dass in eine neue Region eingeführte Pflanzen weniger durch Herbivoren und andere natürliche Feinde reguliert werden und somit in Verbreitung und Abundanz schnell zunehmen. Bei eingeführten Baumarten tritt dies meist dann auf, wenn die Verjüngung aufgrund geringer Samenprädation zunimmt oder wenn geringe Herbivorie die Konkurrenzfähigkeit gegenüber anderen einheimischen Baumarten steigert. Die ERH prognostiziert, dass (1) spezialisierte Feinde im neuen Gebiet nicht vorkommen; (2) Wirtswechsel seitens spezialisierter Feinde von einheimischen Pflanzenarten selten vorkommen werden; (3) einheimische generalistische Feinde einen stärkeren Einfluss auf die einheimischen Konkurrenten haben werden (Keane und Crawley 2002).

Während einige experimentelle Studien, die potenzielle Herbivoren durch Insektizide ausschließen (DeWalt et al. 2004), die ERH stützen, haben andere Studien widersprüchliche Ergebnisse geliefert (Siemann und Rogers 2003). Die Bedeutung der ERH für in Europa eingeführte Baumarten ist nicht ausreichend untersucht. Eine geringere Samenprädation (Gossner und Simon 2005) und Herbivorie (Ruff 2008) konnte auf eingeführten Roteichen im Vergleich zur einheimischen Stieleiche bestätigt werden, insbesondere bei spezialisierten Herbivoren. Die massive Verjüngung und das hohe Invasivitätspotenzial der Roteiche in Europa (Adamowski 2004) könnte ein Hinweis auf „enemy release" (Nichtvorkommen der Feinde im neuen Verbreitungsgebiet) sein. Jedoch bleibt wegen einer allgemein hohen Samenproduktion heimischer Arten der Konkurrenzvorteil der Roteiche gegenüber heimischen Arten unklar. Im Gegensatz dazu wurde bei der eingeführten Spätblühenden Traubenkirsche ein hoher Befall und hohe Samenprädation bei einer Studie in Belgien beobachtet. Aufgrund der hohen Samenproduktion der Spätblühenden Traubenkirsche werden die Auswirkungen auf die Invasivität jedoch als gering bewertet (Vanhellemont et al. 2014).

Blattherbivorie ist bei Sämlingen allgemein höher als bei erwachsenen Bäumen, und führt zu einer höheren Mortalität bei Sämlingen (Linit et al. 1986). Daher könnte geringere Herbivorie bei Sämlingen zu einem Wettbewerbsvorteil eingeführter Baumarten in Europa führen. Der potenzielle Vorteil des „enemy release" für eingeführte Baumarten sollte wegen der Anpassung heimischer Insektenarten an die eingeführten Baumarten mit der Zeit abnehmen.

Arten, die sich von pflanzlichem Gewebe ernähren, könnten von eingeführten Baumarten am stärksten beeinträchtigt werden (s. o.). Daher werden im Vergleich zu einheimischen Baumarten geringere Herbivorieraten auf eingeführten Arten erwartet. Dies belegen auch einige Studien (Agrawal und Kotanen 2003, Dietz et al. 2004). Ebenso wie die Auswirkungen auf Nahrungskreisläufe könnte dies zu einem Vorteil gegenüber heimischen Bäumen führen (Exkurs 22). Die Folgen einer verringerten Herbivorenpopulation durch Invasionen eingeführter Baumarten könnten sich auf höhere trophische Ebenen auswirken. Dies könnte das Prädationspotenzial aufgrund einer verringerten Prädatorenpopulation reduzieren. Dennoch könnten erfolgreiche Wirtswechsel einheimischer Herbivoren auf den neuen Wirt oder gemeinsame Einführungen gebietsfremder Herbivoren den Schaden auf eingeführten Baumarten erhöhen, da keine Kontrolle durch einheimische Antagonisten erfolgt (Biotische Resistenz-Hypothese; vgl. z. B. Maron und Vilà 2001). Diese Antagonisten könnten sich mit ausreichend viel Zeit an Herbivoren auf dem neuen Wirt anpassen. Das liegt möglicherweise an einer unterbrochenen chemischen Kommunikation, denn es hat sich gezeigt, dass die Anlockung von Antagonisten durch Herbivorenfraß ein wichtiger Mechanismus ist (Gossner et al. 2014). Entkopplungen trophischer Interaktionen könnten mit dem Klimawandel zukünftig an Bedeutung gewinnen. Eine solche trophische Entkopplung hat sich aufgrund von veränderter Phänologie in Bestäubungssystemen gezeigt (Rahmstorf et al. 2013). Dies könnte aber auch zwischen Herbivoren und Prädatoren und Parasitoiden erfolgen, was nichtvorhersagbare Folgen im Waldschutz nach sich ziehen könnte.

Die Auswirkungen eingeführter Baumarten auf organismische Gemeinschaften und damit verbundene Prozesse sind sehr vielseitig und werden durch Anpassungen der Arten, Plastizität der Arten sowie Landnutzungs- und Klimaveränderungen beeinflusst. Dies erfordert sowohl aus naturschutzfachlicher als auch aus wirtschaftlicher Sicht eine umsichtige Nutzung eingeführter Baumarten.

Abb. 75: Beispiele potenzieller Schädlinge auf eingeführten Baumarten in Europa. Heimischer Fichtenrüsselkäfer (*Hylobius abietis* (Linnaeus 1758)) (A) schädigt junge Plantagen der Douglasie und der Großen Küstentanne (*Abies grandis* (Douglas ex D.Don) Lindl.). Unter den Borkenkäfern, befällt der Buchdrucker (*Ips typographus* Linnaeus, 1758) (B) Douglasien, der Große Lärchenborkenkäfer (*Ips cembrae* Heer, 1836) (F) die Douglasie und Japanische Lärche (*Larix kaempferi* (Lamb.) Carr.), und der Kleine Waldgärtner (*Tomicus minor* Hartig, 1834) (D) die Schwarzkiefer (*Pinus nigra* J.F.Arnold). Der heimische Große Pappelbock (*Saperda carcharias* Linnaeus, 1758) (E) befällt die Kanadische Pappel (*Populus x canadensis* Moench) und der eingeführte Sägehörnige Werftkäfer (*Hylecoetus dermestoides* Linnaeus, 1761) (C) die Douglasie. Unter den heimischen Motten ernährt sich der Schwammspinner (*Lymantria dispar* Linnaeus, 1758) (G) von der Douglasie und der Roteiche, der Schlehen-Bürstenspinner (*Orgyia antiqua* Linnaeus, 1758) (H) von der Douglasie, der Große Frostspanner (*Erannis defoliaria* Clerck, 1759) (I) und der Kleine Frostspanner (*Operophtera brumata* Linnaeus, 1758) (J) von der Roteiche, und die Lärchenminiermotte (*Coleophora laricella* Hübner, 1817) (K) von der Douglasie und der Japanischen Lärche. Die Schwarze Bohnenlaus (*Aphis fabae* Scopoli, 1763) (L) verursachte auf der Spätblühenden Traubenkirsche Schaden. Fotos: A: WSL, Birmensdorf, B–L: Beat Wermelinger.

Tab. 24: Beispiele heimischer und eingeführter (‡) Insektenarten, die schweren Schaden auf eingeführten Baumarten in Europa angerichtet haben oder deren Bedeutung als Schädling zunehmen wird, insbesondere mit dem Klimawandel (*). Polyphag bedeutet, dass sich eine bestimmte Art von mehreren Pflanzengattungen ernährt.

Insektenart	Insekten-ordnung	Insekten-familie	Nahrungs-gilde	Nahrungsspe-zialisierung	Betroffene einge-führte Baumart	Anmerkung	Quelle
Hylobius abietis	Coleoptera	Curculionidae	phytophag	polyphag	*P. menziesii*, *Abies grandis*	junge Plantagen	Baier and Thiel (2009), (Möller und Heydeck 2009)
Strophosoma melanogrammum	Coleoptera	Curculionidae	phytophag	polyphag	*P. menziesii*	junge Plantagen	
Lymantria dispar	Lepidoptera	Noctuidae	phytophag	polyphag	*P. menziesii*, *Quercus rubra*	auf Bestands-ebene Eichen-fraßgesell-schaft	Lemme (2009), Möller und Heydeck (2009), Csóka and Szabóky (2005)
Orgyia antiqua	Lepidoptera	Noctuidae	phytophag	polyphag	*P. menziesii*	auf Bestands-ebene	
Hyphantria cunea‡*	Lepidoptera	Noctuidae	phytophag	polyphag	*A. negundo*, *A. altissima*		Krehan und Steyrer (2009), Vor et al. (2015)
*Samia cynthia**	Lepidoptera	Saturniidae	phytophag	polyphag	*A. altissima*		Vor et al. (2015)
*Lymantria monacha**	Lepidoptera	Noctuidae	phytophag	polyphag	*P. menziesii*, *L. kaempferi*		
*Dendrolimus pini**	Lepidoptera	Lasiocampidae	phytophag	Kiefernspezialist	*P. menziesii*		
*Bupalus piniaria**	Lepidoptera	Geometridae	phytophag	Kiefernspezialist	*P. menziesii*		
*Panolis flammea**	Lepidoptera	Noctuidae	phytophag	Kiefernspezialist	*P. menziesii*		
*Coleophora laricella**	Lepidoptera	Coleophoridae	phytophag	Lärchen-spezialist§	*P. menziesii*, *L. kaempferi*		
Cephalcia lariciphila	Hymenoptera	Pamphiliidae	phytophag	Lärchenspezialist	*L. kaempferi*		
Diprion pini	Hymenoptera	Diprionidae	phytophag	Kiefernspezialist	*P. nigra*		
Aphis fabae	Hemiptera	Aphididae	phytophag	polyphag	*R. pseudoacacia*		Rédei et al. (2012)

Operophtera brumata	Lepidoptera	Geometridae	phytophag	polyphag	*Q. rubra*	Eichenfraß-gesellschaft	Csóka and Szabóky (2005), Heydeck und Majunke (2002), Turčáni et al. (2009)
Erannis defoliaria	Lepidoptera	Geometridae	phytophag	polyphag	*Q. rubra*	Eichenfraß-gesellschaft	
Thaumetopoea processionea	Lepidoptera	Notodontidae	phytophag	Eichenspezialist	*Q. rubra*	Eichenfraß-gesellschaft	
*Cryphalus abietis**	Coleoptera	Curculionidae	xylophag	polyphag	*P. menziesii*		Blaschke et al. (2008), Lemme (2009), Möller und Heydeck (2009), Vor et al. (2015)
*Pityophthorus pityographus**	Coleoptera	Curculionidae	xylophag	polyphag	*P. menziesii*		
*Pityogenes chalcographus**	Coleoptera	Curculionidae	xylophag	polyphag	*P. menziesii*		
*Pityogenes bidentatus**	Coleoptera	Curculionidae	xylophag	Kiefernspezialist	*P. menziesii*		
*Pityogenes quadridens**	Coleoptera	Curculionidae	xylophag	?	*P. menziesii*		
*Ips acuminatus**	Coleoptera	Curculionidae	xylophag	Kiefernspezialist§	*P. menziesii*, *P. nigra*, *P. leucodermis*, *P. peuce*		
*Ips typographus**	Coleoptera	Curculionidae	xylophag	polyphag	*P. menziesii*		
*Ips cembrae**	Coleoptera	Curculionidae	xylophag	polyphag	*P. menziesii*, *L. kaempferi*		
*Hylecoetus dermestoides**	Coleoptera	Curculionidae	xylophag	polyphag	*P. menziesii*	Holzschädling	
*Xyloterus lineatus**	Coleoptera	Curculionidae	xylophag	polyphag	*P. menziesii*	Holzschädling	
*Xylosandrus germanus**‡	Coleoptera	Curculionidae	xylophag	polyphag	*P. menziesii*	Holzschädling	
*Gnathotrichus materiarius**‡	Coleoptera	Curculionidae	xylophag	polyphag	*P. menziesii*	Holzschädling	
Tomicus piniperda	Coleoptera	Curculionidae	xylophag	Kiefernspezialist	*P. nigra*		Vor et al. (2015)
Tomicus minor	Coleoptera	Curculionidae	xylophag	Kiefernspezialist	*P. nigra*		
Saperda carcharias	Coleoptera	Cerambycidae	xylophag	polyphag	*P. x canadensis*		Vor et al. (2015)
Gonioctena quinquepunctata	Coleoptera	Chrysomelidae	phytophag	polyphag	*P. serotina*		Klaiber (1999)

‡ eingeführte Insektenarten; * Insektenarten, die voraussichtlich als Schädlingsarten an Bedeutung gewinnen, insbesondere im Zuge des Klimawandels; § Auch, wenn die Art als Spezialist einer anderen Baumgattung gilt, hat diese zur eingeführten Douglasie gewechselt.

Obwohl bei den meisten Studien auf eingeführten Baumarten im Vergleich zu einheimischen Arten eine geringere Insektenvielfalt festgestellt wurde (Ashbourne und Putman 1987, Gossner 2004, Kennedy und Southwood 1984, Peterken 2001), haben diese auch gezeigt, dass viele heimische Insekten bereits eingeführte Baumarten als Wirt oder Habitat angenommen haben. Nahezu alle ökologischen Gilden sind bereits auf eingeführten Baumarten vertreten, was Ähnlichkeiten in der Nutzung der Ressourcen sowohl zwischen verwandten einheimischen und eingeführten Baumarten als auch zwischen eingeführten Baumarten im natürlichen und im neuen Verbreitungsgebiet vermuten lässt (Ashbourne und Putman 1987, Gossner 2004). Folglich bieten eingeführte Baumarten für bestimmte Arten einen Lebensraum und solche Bedingungen müssen nicht zwangsläufig zu einer niedrigeren Anzahl an Insektenarten führen, sondern eher zu einer anderen Zusammensetzung der Arten als es bei heimischen Baumarten der Fall ist. Aufgrund fortlaufender Anpassungen wird die Insektenvielfalt auf eingeführten Baumarten in Zukunft weiter steigen. Obwohl die ökologischen Folgen der für die Waldbewirtschaftung bedeutendsten Arten wie der Douglasie als weniger schwerwiegend eingeschätzt werden (Schmid et al. 2014, Vor et al. 2015), wird der Anbau eingeführter Baumarten eine Veränderung in der Zusammensetzung von Artengemeinschaften zur Folge haben. Dies wird sich wiederum auf die Prozesse und Dienstleistungen im Ökosystem auswirken. Darüber hinaus könnte der sogenannte „enemy release“ zu einer erhöhten Konkurrenzfähigkeit eingeführter Arten führen und könnte in Kombination mit einer starken Naturverjüngung (z. B. Douglasie, Roteiche, Robinie) beispielsweise in Naturschutzgebieten Probleme verursachen (z. B. Knoerzer 2002). Daher ist eine umsichtige Nutzung eingeführter Baumarten in der Waldbewirtschaftung empfehlenswert.

Die meisten eingeführten Baumarten in Europa besitzen eine große Anzahl potenzieller Schädlingsarten innerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebiets. Die Douglasie, eine der bedeutendsten eingeführten Baumarten in Europa, ist die Baumart mit dem größten Schädlingsspektrum unter den Baumarten in Nordamerika und Kanada (Altenkirch et al. 2002). In Europa werden bereits viele eingeführte Baumarten von einer großen Zahl an Insektenarten genutzt. Diese haben teilweise bereits Populationsdichten erreicht, die forstwirtschaftlichen Schaden anrichten können (Tab. 24).

Rüsselkäfer beispielsweise haben erheblichen Schaden in jungen Douglasien-Plantagen angerichtet und viele nicht spezialisierte Lepidoptera-Arten sind als potenziell ernste Schädlinge der Douglasie auf Bestandsebene klassifiziert. Einige andere Motten (darunter auch Baumspezialisten), Pflanzenwespen und Blattläuse haben erheblichen Schaden bei eingeführten Baumarten verursacht oder werden zukünftig als Schädling an Bedeutung gewinnen, insbesondere im Zuge des Klimawandels (Tab. 24). Obwohl Eichen-Spezialisten nur selten auf Roteichen beobachtet werden (Gossner 2004, Gossner und Simon 2005, Sammler et al. 2011, Wehrmaker 1990), schädigen einige Arten der sogenannten Eichenfraßgesellschaft Bäume regelmäßig und schwer, zumindest in Situationen einer Massenvermehrung (Tab. 24). Auch Borkenkäfer gewinnen auf eingeführten Baumarten an Bedeutung. Einige Arten vermehren sich bereits erfolgreich auf der Douglasie und könnten in Zukunft vitale Baumarten zunehmend befallen, während andere einheimische oder eingeführte Borkenkäfer als Holzschädling an Bedeutung gewinnen könnten.

Mit Zunahme von Plantagenflächen und fortschreitender Zeit seit der Einführung werden Anpassungen einheimischer Schädlinge an neue Wirtspflanzen oder Spill-over-Masseneffekte von dominanten umliegenden Baumarten wahrscheinlicher. So werden die Risiken wirtschaftlicher Einbußen zunehmen. Daher ist nicht nur aus naturschutzfachlicher, sondern auch aus wirtschaftlicher Sicht eine sehr umsichtige Nutzung eingeführter

Baumarten in der Waldbewirtschaftung notwendig. Insbesondere in Kombination mit dem Klimawandel (steigende Temperaturen, Dürre, Windwurf etc.) werden nichtvorhersagbare Folgen für den Waldschutz entstehen, zum Beispiel durch erhöhten Pflanzenstress, die erhöhte Anzahl an Insektenschädlingsgenerationen pro Jahr, sowie die Entkopplung der Wechselwirkungen zwischen Herbivoren und Antagonisten (z. B. Abnahme der Schädlingskontrolle durch Antagonisten). Für eine zuverlässige Bewertung potenzieller Risiken für die Forstwirtschaft, bedarf es weiterer Studien, welche die Auswirkungen des Klimawandels auf den Schädlings-Antagonisten-Komplex eingeführter Baumarten umfassend untersuchen.

Literaturverzeichnis

Adamowski, W. 2004. *Invasion of red oak Quercus rubra in Bialowieza Forest (NE Poland). Neobiota. 3: 87.*

Agrawal, A.A. und Kotanen, P.M. 2003. *Herbivores and the success of exotic plants: a phylogenetically controlled experiment. Ecology Letters. 6: 712-715. doi: 10.1046/j.1461-0248.2003.00498.x*

Altenkirch, W., Majunke, C. und Ohnesorge, B. 2002. *Waldschutz: auf ökologischer Grundlage. Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer.*

Ashbourne, S.R.C. und Putman, R.J. 1987. *Competition resource partitioning and species richness in the phytophagous insects of Red Oak and Aspen in Canada and the Uk. Acta Oecologica Oecologica Generalis. 8: 43-56.*

Auger-Rozenberg, M.-A. und Roques, A. 2012. *Seed wasp invasions promoted by unregulated seed trade affect vegetal and animal biodiversity. Integrative Zoology. 7: 228-246. doi: 10.1111/j.1749-4877.2012.00308.x*

Baier, U. und Thiel, J. 2009. *Waldschutzsituation in Thüringen. AfZ-Der Wald. 7: 347-350.*

Blaschke, M., Bußler, H. und Schmidt, O. 2008. *Die Douglasie-(k)ein Baum für alle Fälle. LWF-Wissen. 59: 57-61.*

Blick, T. und Gossner, M. 2006. *Spinnen aus Baumkronen-Klopfproben (Arachnida: Araneae), mit Anmerkungen zu Cinetata gradata (Linyphiidae) und Theridion boesenbergi (Theridiidae). Arachnologische Mitteilungen. 31: 23-39.*

Bolte, A., Ammer, C., Löf, M., Madsen, P., Nabuurs, G.-J., Schall, P., Spathelf, P. und Rock, J. 2009. *Adaptive forest management in central Europe: Climate change impacts, strategies and integrative concept. Scandinavian Journal of Forest Research. 24: 473-482. doi: 10.1080/02827580903418224*

Branco, M., Brockerhoff, E.G., Castagneyrol, B., Orazio, C. und Jactel, H. 2015. *Host range expansion of native insects to exotic trees increases with area of introduction and the presence of congeneric native trees. Journal of Applied Ecology. 52: 69-77. doi: 10.1111/1365-2664.12362*

Buxton, R.D. 1990. *The influence of host tree species on timing of pupation of Thaumetopoea pityocampa (Schiff.) (Lep.: Thaumetopoeidae) and its exposure to parasitism by Phryxe caudata Rond. (Dipt.: Larvaevoridae). Journal of Applied Entomology. 109: 302-310.*

Connor, E.F., Faeth, S.H., Simberloff, D. und Opler, P.A. 1980. *Taxonomic isolation and the accumulation of herbivorous insects – a comparison of intruduced and native trees. Ecological Entomology. 5: 205-211.*

Crooks, J.A. 2002. *Characterizing ecosystem-level consequences of biological invasions: the role of ecosystem engineers. Oikos. 97: 153-166. doi: 10.1034/j.1600-0706.2002.970201.x*

Csóka, G. und Szabóky, C. 2005. *Checklist of Herbivorous Insects of Native and Exotic Oaks in Hungary I. (Lepidoptera). Acta Silv. Lign. Hung. 1: 5972.*

DeWalt, S.J., Denslow, J.S. und Ickes, K. 2004. *Natural enemy release facilitates habitat expansion of the invasive tropical shrub Clidemia hirta. Ecology. 85: 471-483. doi: 10.1890/02-0728*

Dietz, H., Wirth, L.R. und Buschmann, H. 2004. *Variation in herbivore damage to invasive and native woody plant species in open forest vegetation on Mahe, Seychelles. Biological Invasions. 6: 511-521.*

Durka, W. und Michalski, S.G. 2012. *Daphne: a dated phylogeny of a large European flora for phylogenetically informed ecological analyses. Ecology. 93: 2297-2297. doi: 10.1890/12-0743.1*

Engel, K. 2001. *Zersetzer und ihre Leistung: Buche-Fichte-Douglasie. LWF Berichte: 18-22.*

EPPO 2008. *Dasineura gleditchiae (Diptera: Cecidomyiidae): an invasive species in Europe. EPPO Reporting Service. Paris.*

Fabre, J.-P., Auger-Rozenberg, M.-A., Chalon, A., Boivin, S. und Roques, A. 2004. *Competition between Exotic and Native Insects for Seed Resources in Trees of a Mediterranean Forest Ecosystem. Biological Invasions. 6: 11-22. doi: 10.1023/b:binv.0000010119.51131.19*

Fent, M. und Kment, P. 2011. *First record of the invasive western conifer seed bug Leptoglossus occidentalis (Heteroptera: Coreidae) in Turkey. North-Western Journal of Zoology. 7: 72-80.*

Ferreira, V., Koricheva, J., Pozo, J. und Graca, M.A.S. 2016. *A meta-analysis on the effects of changes in the composition of native forests on litter decomposition in streams. Forest Ecology and Management. 364: 27-38. doi: 10.1016/j.foreco.2016.01.002*

Frenzel, M., Brändle, M. und Brandl, R. 2000. *The colonization of alien plants by native phytophagous insects. Proceedings IAVS Symposium: 223-225.*

Ganghofer, A.v. 1884. *Das Forstliche Versuchswesen. Augsburg: Schmid.*

Gemeinhardt, H. 1959. *Bodenmikrobiologische Beiträge zum Robinienproblem. Archiv für Forstwesen. 8: 1078-1116.*

Gossner, M. 2004. *Diversität und Struktur arborikoler Arthropodenzönosen fremdländischer und einheimischer Baumarten. Ein Beitrag zur Bewertung des Anbaus von Douglasie (Pseudotsuga menziesii (Mirb.) Franco) und Roteiche (Quercus rubra L.). Neobiota. 5: 1-324.*

Gossner, M. 2008. *Introduced tree species as an anthropogenic disturbance of arthropod communities in tree crowns of managed forests – a case study of native Heteroptera communities on introduced red oak (Quercus rubra L.). In: A. Floren und J. Schmidl (Hrsg.), Canopy Arthropod Research in Central Europe – basic and applied studies from the high frontier (S. 409-425). Nürnberg: bioform entomology.*

Gossner, M. und Ammer, U. 2006. *The effects of Douglas-fir on tree-specific arthropod communities in mixed species stands with European beech and Norway spruce. European Journal of Forest Research. 125: 221-235. doi: 10.1007/s10342-006-0113-y*

Gossner, M. und Gruppe, A. 2004. *Infestation of indigenous (Quercus robur) and introduced oaks (Quercus rubra) by seed insects – interaction of plant compounds and larvae development. Mitteilungen der Deutschen Gesellschaft für Allgemeine und Angewandte Entomologie. 14: 41-44.*

Gossner, M., Gruppe, A. und Simon, U. 2005. *Aphidophagous insect communities in tree crowns of the neophyte Douglas-fir [Pseudotsuga menziesii (Mirb.) Franco] and Norway spruce (Picea abies L.). Journal of Applied Entomology. 129: 81-88. doi: 10.1111/j.1439-0418.2005.00937.81-88*

Gossner, M. und Simon, U. 2005. *Effect of introduced Quercus rubra L. (Red Oak) on a specialised phytophagous guild in Germany – a case study of seed infesting insects (Coleoptera, Lepidoptera). Neobiota. 6: 89-109.*

Gossner, M. und Utschick, H. 2004. *Douglas fir stands deprive wintering bird species of food resource. Neobiota. 3: 105-122.*

Gossner, M.M., Chao, A., Bailey, R.I. und Prinzing, A. 2009. *Native fauna on exotic trees: phylogenetic conservatism and geographic contingency in two lineages of phytophages on two lineages of trees. American Naturalist. 173: 599-614. doi: 10.1086/597603*

Gossner, M.M., Weisser, W.W., Gershenzon, J. und Unsicker, S.B. 2014. *Insect attraction to herbivore-induced beech volatiles under different forest management regimes. Oecologia. 176: 569-580. doi: 10.1007/s00442-014-3025-4*

Gossner, M.M., Wende, B., Levick, S., Schall, P., Floren, A., Linsenmair, K.E., Steffan-Dewenter, I., Schulze, E.-D. und Weisser, W.W. 2016. *Deadwood enrichment in European forests – Which tree species should be used to promote saproxylic beetle diversity? Biological Conservation. 201: 92-102. doi: http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2016.06.032*

Gruppe, A. und Gossner, M. 2006. *Douglasiennadeln als Nahrungsressource für Larven von Lymantria monacha L. – Ein qualitativer Vergleich mit Fichte. Mitteilungen der Deutschen Gesellschaft für Allgemeine und Angewandte Entomologie. 15: 31-34.*

Halaj, J., Ross, D.W. und Moldenke, A.R. 2000. *Importance of habitat structure to the arthropod food-web in Douglas-fir canopies. Oikos. 90: 139-152.*

Hansen, M.C., Potapov, P.V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S.A., Tyukavina, A., Thau, D., Stehman, S.V., Goetz, S.J., Loveland, T.R., Kommareddy, A., Egorov, A., Chini, L., Justice, C.O. und Townshend, J.R.G. 2013. *High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. Science. 342: 850-853. doi: 10.1126/science.1244693*

Heydeck, P. und Majunke, C. 2002. *Gefährdung ausgewählter ausländischer Baumarten durch biotische und abiotische Schadeinwirkungen. In: U.u.R.d.L.B. Ministerium für Landwirtschaft (Hrsg.), Ausländische Baumarten in Brandenburgs Wäldern (S. 172-180). Potsdam.*

Hu, J., Angeli, S., Schuetz, S., Luo, Y. und Hajek, A.E. 2009. *Ecology and management of exotic and endemic Asian longhorned beetle Anoplophora glabripennis. Agricultural and Forest Entomology. 11: 359-375. doi: 10.1111/j.1461-9563.2009.00443.x*

Hutchinson, G.E. 1959. *Homage to Santa Rosalia or Why are there so many kings of animals? American Naturalist. 93: 145-159. doi: 10.1086/282070*

Hüttl, R.F. und Schaaf, W. 1995. *Nutrient supply of forest soils in relation to management and site history. Plant and Soil. 168-169: 31-41.*

Kahl, T., Arnstadt, T., Baber, K., Bassler, C., Bauhus, J., Borken, W., Buscot, F., Floren, A., Heibl, C., Hessenmoller, D., Hofrichter, M., Hoppe, B., Kellner, H., Kruger, D., Linsenmair, K.E., Matzner, E., Otto, P., Purahong, W., Seilwinder, C., Schulze, E.-D., Wende, B., Weisser, W.W., Gossner, M.M., 2017. *Wood decay rates of 13 temperate tree species in relation to wood properties, enzyme activities and organismic diversities. Forest Ecology and Management 391, 86–95.*

Kasch, K. und Nicolai, V. 2002*. Phyllonorycter robiniella – ein nordamerikanischer Schmetterling neu in Berlin. Neobiota. 1: 193-202.*

Keane, R.M. und Crawley, M.J. 2002*. Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. Trends in Ecology & Evolution. 17: 164-170.*

Kennedy, C.E.J. und Southwood, T.R.E. 1984. *The number of species of insects associated with british trees: a reanalysis. Journal of Animal Ecology. 53: 455-478.*

Klaiber, C. 1999. *Massenvermehrung des Blattkäfers Gonioctena quinquepunctata an der Spätblühenden Traubenkirsche. Allgemeine Forstzeitschrift/Der Wald. 25: 1350-1352.*

Klausnitzer, B. 1988*. Zur Kenntnis der winterlichen Insektenvergesellschaftung unter Platanenborke (Heteroptera, Coleoptera). Entomologische Nachrichten und Berichte. 32: 107-112.*

Knoerzer, D. 2002*. Strategien und Maßnahmen bei der Douglasienbewirtschaftung -zur Steuerbarkeit der spontanen Ausbreitung. Neobiota. 1: 311-328.*

Knoerzer, D., Kühnel, U., Theodoropoulos, K. und Reif, A. 1995*. Zur Aus- und Verbreitung neophytischer Gehölze in Südwestdeutschland mit besonderer Berücksichtigung der Douglasie (Pseudotsuga menziesii). In: R. Böcker, H. Gebhardt, W. Konoldand, S. Schmidt-Fischer (Hrsg.), Gebietsfremde Pflanzenarten: Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope; Kontrollmöglichkeiten und Management (S. 67-81). Landsberg: ecomed.*

Konold, W. und Beck, R. 1996*. Naturlandschaft-Kulturlandschaft: die Veränderung der Landschaften nach der Nutzbarmachung durch den Menschen. Ecomed-Verlag-Ges.*

Krehan, H. und Steyrer, G. 2009*. Amerikanischer Webebär Hyphantria cunea im Burgenland. Forstschutz aktuell. 47: 28-29.*

Kruel, W. 1952*. Die tierischen Feinde der Robinie. In: K. Göhre (Hrsg.), Die Robinie und ihr Holz.-Deutscher Bauernverlag, Berlin (S. 287-326). Berlin.*

Kulfan, M. 2012*. Lepidoptera on the introduced Robinia pseudoacacia in Slovakia, Central Europe. Check List. 8: 709-711.*

Lawton, J.H. 1983. *Plant architecture and the diversity of phytophagous insects. Annual Review of Entomology. 28: 23-40.*

Lemme, H. 2009*. Eine robuste Nordamerikanerin – Schadinsekten an der Douglasie in Nordamerika und Europa. Was kommt auf uns zu? LWF Aktuell. 72: 22-24.*

Leopold, A. 1949*. A Sand County almanac, and Sketches here and there. New York: Oxford University Press.*

Lesieur, V., Yart, A., Guilbon, S., Lorme, P., Auger-Rozenberg, M.-A. und Roques, A. 2014*. The invasive Leptoglossus seed bug, a threat for commercial seed crops, but for conifer diversity? Biological Invasions. 16: 1833-1849. doi: 10.1007/s10530-013-0630-9*

Lessmann, D. 1974*. Ein Beitrag zur Verbreitung und Lebensweise von Megastigmus spermotrophus Wachtl und M. bipunctatus Swederus (Hymenoptera, Chalcidoidea). Zeitschrift fuer Angewandte Entomologie. 75: 1-24.*

Linit, M.J., Johnson, P.S., McKinney, R.A. und Kearby, W.H. 1986*. Insects and Leaf Area Losses of Planted Northern Red Oak Seedlings in an Ozark Forest. Forest Science. 32: 11-20.*

Liu, H. und Stiling, P. 2006*. Testing the enemy release hypothesis: a review and meta-analysis. Biological Invasions. 8: 1535-1545. doi: 10.1007/s10530-005-5845-y*

Maron, J.L. und Vilà, M. 2001*. When do herbivores affect plant invasion? Evidence for the natural enemies and biotic resistance hypotheses. Oikos. 95: 361-373. doi: 10.1034/j.1600-0706.2001.950301.x*

Marques, R. und Ranger, J. 1997*. Nutrient dynamics in a chronosequence of Douglas-fir (Pseudotsuga menziesii (Mirb.) Franco) stands on the Beaujolais Mounts (France). 1: Qualitative approach. Forest Ecology and Management. 91: 255-277. doi: http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127(96)03855-8*

Meng, P., Hoover, K. und Keena, M. 2015*. Asian longhorned beetle (Coleoptera: Cerambycidae), an introduced pest of maple and other hardwood trees in North America and Europe. Journal of Integrated Pest Management. 6: 4.*

Mindrup, M., Meiwes, K.J. und Wolters, V. 2001*. Mikrobielle Eigenschaften des Auflagehumus unter Douglasie und Kiefer in Nordwestdeutschland. Forst und Holz. 56: 363-366.*

Möller, G. 1998*. Hinweise zur Berücksichtigung von Aspekten des Schutzes holzbewohnender Insekten und Pilze beim Umgang mit neophytischen Gehölzen. NOVIUS. 23: 524-534.*

Möller, K. und Heydeck, P. 2009*. Risikopotenzial und akute Gefährdung der Douglasie – biotische und abiotische Faktoren. In: M.f.I.u.L.d.L. Brandenburg, L.F. Brandenburg und L.F.E. (LFE) (Hrsg.), Die Douglasie im nordostdeutschen Tiefland. Chancen und Risiken im Klimawandel (S. 49-58). Görlitz: MAXROI Graphics GmbH.*

Nicolai, V. 1986. *The bark of trees: thermal properties, microclimate and fauna. Oecologia. 69: 148-160.*

Nierhaus-Wunderwald, D. und Forster, B. 1999. *Zunehmendes Auftreten der Gefährlichen Weisstannentrieblaus. Biologie und Empfehlungen für Gegenmassnahmen. Wald Holz. 80: 50-53.*

Normand, S., Ricklefs, R.E., Skov, F., Bladt, J., Tackenberg, O. und Svenning, J.-C. 2011. *Postglacial migration supplements climate in determining plant species ranges in Europe. Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences. 278: 3644-3653. doi: 10.1098/rspb.2010.2769*

Olthoff, T. 1986. *Untersuchungen zur Insektenfauna Hamburger Straßenbäume. Entomologische Mitteilungen aus dem Zoologischen Museum Hamburg. 8: 213-219.*

Orlova-Bienkowskaja, M.J. 2014. *European range of the emerald ash borer Agrilus planipennis (Coleoptera: Buprestidae) is expanding: The pest destroys ashes in the northwest of Moscow oblast and in part of Tver oblast. Russian journal of biological invasions. 5: 32-37.*

Osten-Sacken, R. 1865. *Contributions to the natural history of the Cynipidae of the United States and their galls. Proc. Ent. Soc. of Philad. 4: 331-380.*

Otto, H.-J. 1993. *Fremdländische Baumarten in der Waldbauplanung – dargestellt am Beispiel der niedersächsischen Landesforstverwaltung. Forst und Holz. 48: 454-456.*

Owen, D.F. und Whiteway, W.R. 1980. *Buddleia davidii in Britain: History and development of an associated fauna. Biological Conservation. 17: 149-155. doi: http://dx.doi.org/10.1016/0006-3207(80)90045-2*

Oxbrough, A., García-Tejero, S., Spence, J. und O'Halloran, J. 2016. *Can mixed stands of native and non-native tree species enhance diversity of epigaeic arthropods in plantation forests? Forest Ecology and Management. 367: 21-29. doi: http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2016.02.023*

Peterken, G.F. 2001. *Ecological effects of introduced tree species in Britain. Forest Ecology and Management. 141: 31-42.*

Pimm, S.L., Lawton, J.H. und Cohen, J.E. 1991. *Food web patterns and their consequences. Nature. 350: 669-674.*

Pontegnie, M., de Warnaffe, G.D. und Lebrun, P. 2005. *Impacts of silvicultural practices on the structure of hemi-edaphic macrofauna community. Pedobiologia. 49: 199-210. doi: 10.1016/j.pedobi.2004.09.005*

Postner, M. 1955. *Zum Auftreten der Douglasienwollaus, Gilletteella cooleyi Gill (Chermesidae, Homoptera) an Sämlingen. Forstwissenschaftliches Centralblatt. 74: 235-238. doi: 10.1007/bf01821580*

Prescott, C.E. und Grayston, S.J. 2013. *Tree species influence on microbial communities in litter and soil: Current knowledge and research needs. Forest Ecology and Management. 309: 19-27. doi: http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2013.02.034*

Rahmstorf, S., Essl, F. und Rabitsch, W. 2013. *Biodiversität und Klimawandel: Auswirkungen und Handlungsoptionen für den Naturschutz in Mitteleuropa. Springer-Verlag.*

Rasplus, J.-Y., Villemant, C., Rosa Paiva, M., Delvare, G. und Roques, A. 2010. *Hymenoptera. Chapter 12. BioRisk. 4: 669-776. doi: 10.3897/biorisk.4.55*

Rédei, K., Csiha, I., Keserü, Z., Végh, Á.K. und Györi, J. 2012. *The Silviculture of Black Locust (Robinia pseudoacacia L.) in Hungary: a Review. South-East European Forestry. 2: 101-107.*

Rode, M., Kowarik, I., Müller, T. und Wendebourg, T. 2002. *Okosystemare Auswirkungen von Prunus serotina auf norddeutsche Kiefernforsten. Neobiota. 1: 135-148.*

Rodman, J.E. und Chew, F.S. 1980. *Phytochemical correlates of herbivory in a community of native and naturalized cruciferae. Biochemical Systematics and Ecology. 8: 43-50. doi: http://dx.doi.org/10.1016/0305-1978(80)90024-1*

Roques, A., Auger-Rozenberg, M.-A. und Boivin, S. 2006. *A lack of native congeners may limit colonization of introduced conifers by indigenous insects in Europe. Canadian Journal of Forest Research. 36: 299-313.*

Ros, N.d., Ostermeyer, R., Roques, A. und Raimbault, J.P. 1993. *Insect damage to cones of exotic conifer species introduced in arboreta. Journal of Applied Entomology. 115: 113-133. doi: 10.1111/j.1439-0418.1993.tb00371.x*

Ruff, A.-K. 2008. *Phytophagenfauna an Stiel- und Roteiche: Abundanzen und Fraßverletzungen. Lehrstuhl für Tierökologie (S. 91). Freising: Technische Universität München.*

Sammler, P., Schmidt, M. und Kaspar, R. 2011. *Beobachtungen von Ektomykorrhizapilzen, lignikolen und phytoparasitischen Pilzen sowie von Gallbildnern und Blattminierern mit Bezug zur Roteiche (Quercus rubra). Boletus. 33: 79-94.*

Schelhaas, M.-J., Nabuurs, G.-J. und Schuck, A. 2003. *Natural disturbances in the European forests in the 19th and 20th centuries. Global Change Biology. 9: 1620-1633. doi: 10.1046/j.1365-2486.2003.00684.x*

Schmid, M., Pautasso, M. und Holdenrieder, O. 2014. *Ecological consequences of Douglas fir (Pseudotsuga menziesii) cultivation in Europe. European Journal of Forest Research. 133: 13-29. doi: 10.1007/s10342-013-0745-7*

Shmida, A. und Wilson, M.V. 1985. *Biological determinants of species diversity. Journal of Biogeography. 12: 1-20. doi: 10.2307/2845026*

Siemann, E. und Rogers, W.E. 2003. *Herbivory, disease, recruitment limitation and success of alien and native tree species. Ecology. 84: 1489-1505. doi: 10.1890/0012-9658(2003)084[1489:hdrlas]2.0.co;2*

Soldaat, L. und Auge, H. 1998. *Interactions between an invasive plant, Mahonia aquifolium, and a native phytophagous insect, Rhagoletis meigenii. In: U. Starfinger, K. Edwards, I. Kowarik und M. Williamson (Hrsg.), Plant invasions: ecological mechanisms and human responses. Backhuys Publishers, Leiden (S. 347-360). Leiden: Backhuys Publishers.*

Srivastava, D.S. und Lawton, J.H. 1998. *Why more productive sites have more species: an experimental test of theory using tree-hole communities. American Naturalist. 152: 510-529.*

Starker, T. 1934. *Fire resistance in the forest. Journal of Forestry. 32: 462-467.*

Steffan, A.W. 1970. *Die eidonomischen und zytologischen Grundlagen bei der Entstehung anholozyklisch-parthenogenetischer Adelgidae-Species (Homoptera: Aphidina)1. Zeitschrift für Angewandte Entomologie. 65: 444-452. doi: 10.1111/j.1439-0418.1970.tb04008.x*

Svenning, J.-C. und Skov, F. 2007. *Could the tree diversity pattern in Europe be generated by postglacial dispersal limitation? Ecology Letters. 10: 453-460. doi: 10.1111/j.1461-0248.2007.01038.x*

Tahvanainen, J. und Niemelä, P. 1987. *Biogeographical and evolutionary aspects of insect herbivory. Annales Zoologici Fennici. 24: 239-247.*

Tamburin, M., Maresi, G., Salvadori, C., Battisti, A., Zottele, F. und Pedrazzoli, F. 2012. *Adaptation of the invasive western conifer seed bug Leptoglossus occidentalis to Trentino, an alpine region (Italy). Bulletin of Insectology. 65: 161-170.*

Taylor, S.J., Tescari, G. und Villa, M. 2001. *A Nearctic pest of Pinaceae accidentally introduced into Europe: Leptoglossus occidentalis (Heteroptera: Coreidae) in northern Italy. Ent. News. 112: 101-103.*

Thompson, J.N. 1999. *Specific Hypotheses on the Geographic Mosaic of Coevolution. The American Naturalist. 153: S1-S14. doi: 10.1086/303208*

Tóth, P., Váňová, M. und Lukáš, J. 2011. *Impact of natural enemies on Obolodiplosis robiniae invasion. Biologia. 66: 870-876. doi: 10.2478/s11756-011-0089-z*

Turčáni, M., Patočka, J. und Kulfan, M. 2009. *How do lepidopteran seasonal guilds differ on some oaks (Quercus spp.) – A case study. Journal of Forest Science (Prague). 55: 578-590.*

Vanhellemont, M., Baeten, L., Smeets, A., Mertens, J. und Verheyen, K. 2014. *Spatio-temporal variation in seed predation by a native weevil in the invasive Prunus serotina. Flora. 209: 541-546. doi: 10.1016/j.flora.2014.06.009*

Vor, T., Spellmann, H., Bolte, A. und Ammer, C. 2015. *Potenziale und Risiken eingeführter Baumarten – Baumartenportraits mit naturschutzfachlicher Bewertung Universitätsverlag Göttingen.*

Wehrmaker, A. 1990. *Die Roteiche (Quercus rubra): für Naturschutz und Gallwespen kein Ersatz für die europäischen Eichen. (Mit Bemerkungen über die Cynipidien-Gallen von Nova Scotia.). Schriftenreihe des Umweltamts der Stadt Darmstadt. 8: 40-49.*

Wimmer 1935. *Auftreten der Douglasienlaus im südwestdeutschen Walde. Anzeiger für Schädlingskunde. 11: 61-63. doi: 10.1007/bf02336349*

Ziesche, T.M. und Roth, M. 2008. *Influence of environmental parameters on small-scale distribution of soil-dwelling spiders in forests: What makes the difference, tree species or microhabitat? Forest Ecology and Management. 255: 738-752. doi: 10.1016/j.foreco.2007.09.060*

Exkurs V: Offene Forschungsfragen für eine zuverlässige Bewertung der Auswirkungen der Douglasie auf die Biodiversität des Waldes

Kurt Bollmann und Rolf Holderegger

Vor dem Hintergrund des Klimawandels wird von der Forstwirtschaft in Mitteleuropa gegenwärtig gefordert, die nichteinheimische Gewöhnliche Douglasie (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) vermehrt anzubauen, da diese Baumart trockenheitsresistenter als die heimische Fichte (*Picea abies* L. H. Karst) ist. Angesichts dieser Entwicklung werden weitere Erkenntnisse zu den Auswirkungen der Douglasie auf die Nichtholzfunktionen des Waldes, wie z. B. die Erhaltung der Biodiversität, benötigt. Die wichtigsten Bedenken im Hinblick auf einen intensiveren Anbau sind die potenziell unkontrollierte Ausbreitung der Douglasie, die Konkurrenz mit einheimischen Arten und deren Gefährdung sowie das Auftreten neuer Schädlinge und Pflanzenkrankheiten. In einer Studie wurden die verfügbaren Publikationen (wissenschaftliche Veröffentlichungen, „graue" Literatur, Berichte) zur Douglasie aus sechs Ländern (Belgien, Deutschland, Frankreich, Holland, Österreich, Schweiz) hinsichtlich der Auswirkungen auf den Boden, die heimische Flora und Fauna, Pilze sowie die Naturverjüngung untersucht. Die Recherche umfasste insgesamt 93 Publikationen und Berichte (von 1948–2014), davon 69 aus Deutschland (Tschopp et al. 2014).

Die Ergebnisse der einzelnen Studien sind heterogen, manchmal widersprüchlich, und es zeigen sich keine klaren Tendenzen. Im Allgemeinen bieten Douglasienbestände Lebensraum für zahlreiche Pflanzen-, Tier- und Pilzarten. Allerdings wurde in zahlreichen Studien eine Verschiebung in Artenzusammensetzung, -reichtum und -vielfalt festgestellt, wobei sich eine Entwicklung hin zu weniger komplexen Wechselwirkungen zwischen Arten im Vergleich zu Beständen aus einheimischen Baumarten zeigte. Aufgrund dieser Eigenschaft gelten Douglasienbestände als krankheitsanfälliger. Die Artenzusammensetzung der Krautschicht variiert erheblich zwischen den Studien und ist stark von der Art des Managements der betreffenden Wälder abhängig. Die Auswirkungen der Douglasie auf Arthropoden- und Vogelartengemeinschaften sind altersabhängig. Vor allem Jungbestände werden im Vergleich zu Altbeständen von einer geringeren Anzahl an Arten bewohnt, da die glattere Borke der jüngeren Douglasie weniger Mikrohabitate aufweist. Altbestände bieten Lebensraum für eine vergleichbare oder noch höhere Anzahl von Arten als Bestände aus einheimischen Bäumen. Naturverjüngung der Douglasie wurde in vielen Studiengebieten beobachtet, insbesondere auf trockenen, sauren und eher nährstoffarmen Standorten. Die Douglasie ist dort konkurrenzfähig und kann andere Baumarten verdrängen. Sie trägt früh Früchte, und ihre Samen werden über Entfernungen von bis zu 200 m (in einigen Fällen von bis zu mehreren Kilometern) verbreitet. Viele Naturschützer fordern daher standortspezifische Vorschriften für das Baummischungsverhältnis sowie für eine Aufgabe des Douglasienanbaus in Naturschutzgebieten und deren Umgebung.

Die oben genannten Erkenntnisse reichen jedoch nicht aus, um die allgemeinen, langfristigen Auswirkungen der Douglasienkultivierung auf die einheimische Biodiversität in mitteleuropäischen Wäldern zuverlässig zu bewerten und um fundierte Managementempfehlungen abzuleiten. Benötigt werden vor allem Projekte, bei denen das standortspezifische Verjüngungs- und Ausbreitungspotenzial der Douglasie untersucht werden sowie die Auswirkungen verschiedener Mischungsverhältnisse der Douglasie auf die Biodiversität in den Wäldern unter besonderer Berücksichtigung von gefährdeten und seltenen Tier- und Pflanzenarten. Holderegger et al. (2017) haben eine Agenda mit den dringendsten wissenschaftlichen Fragen ausgearbeitet. Diese umfasst (1) die potenzielle Invasivität der Douglasie, (2) das nachhaltige Mischungsverhältnis der Douglasie mit anderen Baumarten, (3) die Douglasie als möglicher Wirt und Einführungspfad für neue Krankheiten.

(1) Potenzielle Invasivität. Um abzuschätzen, wie invasiv die Douglasie im Zuge einer intensiveren Kultivierung werden könnte, müssen drei Fragen beantwortet werden: (i) Wie groß sind die Ausbreitungsdistanzen der Douglasiensamen? (ii) Wo etabliert sich die Douglasie? (iii) Wie konkurrenzfähig ist die Douglasienverjüngung an diesen Standorten? Laut Literatur betragen die maximalen Ausbreitungsdistanzen der Douglasie in Mitteleuropa ungefähr

200 m (Tschopp et al. 2014, 2015). Allerdings wurden in genetischen Untersuchungen von Baumarten, deren Samen vom Wind ausgebreitet werden, Entfernungen von mehr als einem bis hin zu mehreren Kilometern festgestellt (Kremer et al. 2012). Um die Fernausbreitung und Etablierung der Douglasiensamen in Mitteleuropa abzuschätzen, schlagen die Autoren eine genetische Studie mit Verwandtschaftsanalyse oder Zuordnungstests vor.

(2) Nachhaltige Mischungsverhältnisse. Die kritische Frage ist, ab welchem Mischungsverhältnis der Douglasie mit anderen einheimischen Baumarten – in Mitteleuropa hauptsächlich der Buche – negative quantitative (Anzahl der Arten, Artenabundanzen) und qualitative (Auswirkung auf geschützte Waldarten, nationale Prioritätsarten, Arten der Roten Liste) Auswirkungen auf die Biodiversität auftreten. Bislang wurde vor allem die Bewertung der qualitativen Auswirkungen der Douglasie auf die Biodiversität in den Wäldern vernachlässigt (Tschopp et al. 2014, 2015). Grundsätzlich müssen mehrere Douglasienbestände mit unterschiedlichen Mischungsverhältnissen, die unter ähnlichen Standortbedingungen wachsen, miteinander verglichen werden. Dies ist nicht so leicht umzusetzen, da jeweils mehrere Replikate benötigt werden, um statistisch robuste Ergebnisse zu erhalten. Schätzungsweise rund 20 Douglasienbestände mit unterschiedlichen Mischungsverhältnissen wären erforderlich.

(3) Potenzieller Wirt und Einführungspfad für Krankheiten. Einige Autoren betrachten die Einführung neuer Schädlinge als größte Bedrohung im Rahmen einer intensiveren Kultivierung der Douglasie (Schmid et al. 2014). Die Einführung neuer Schädlinge mit Samen oder Sämlingen aus dem Ausland oder der plötzliche Wechsel eines Schädlings von einem bekannten auf einen neuen Wirt kann nicht vollständig ausgeschlossen werden. Allerdings gibt es Gründe zur Annahme, dass die Douglasie in dieser Hinsicht kein hohes Risiko darstellt, solange der Handel mit Samen und Pflanzen nach nationalen Pflanzenschutzverordnungen und internationalen Einfuhrbeschränkungen reguliert wird. Die Douglasie wird seit mehr als einem Jahrhundert in Mitteleuropa angepflanzt. Gegenwärtig gibt es keine dokumentierten Anzeichen von Schädigungen. Lediglich die Douglasienwolllaus (*Gilletteella cooleyi* Gillette) hat sich in Europa etabliert, ist aber fast ausschließlich auf die Douglasie selbst beschränkt und hat bislang keine ökonomisch oder ökologisch relevanten Schäden in mitteleuropäischen Wäldern verursacht. Daher betrachten wir die Einführung neuer Schädlinge nicht als vordringliche Forschungslücke im Vergleich zu den Fragen (1) und (2).

Schlussfolgerungen. Die oben erwähnten wissenschaftlichen Fragen zur potenziellen Invasivität der Douglasie und ihrer Auswirkung auf die Biodiversität sind nicht leicht zu beantworten. Entsprechende Studien sind teuer. Ohne deren Resultate fehlt jedoch eine solide Grundlage für die anstehenden Diskussionen und Entscheidungen im Hinblick auf ein angemessenes und ökologisch nachhaltiges Management der Douglasie in Mitteleuropa.

Literaturverzeichnis

Holderegger, R., Bollmann, K., Brang, P. und Wohlgemuth, T. 2017. *Auswirkungen des Douglasienanbaus auf die Biodiversität: wichtige Forschungsfragen (Essay). Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen 168: 21–25. doi: 10.3188/szf.2017.0021*

Kremer, A., Ronce, O., Robledo-Arnuncio, J.J., Guillaume, F., Bohrer, G., Nathan, R., Brudle, J.R., Gomulkiewicz, R., Klein, E.K., Ritland, K., Kuparinen, A., Gerber, S. und Schueler, S. 2012. *Long-distance gene flow and adaptation of forest trees to rapid climate change. Ecology Letters. 15: 378–392. doi:10.1111/j.1461-0248.2012.01746.x*

Schmid, M., Pautasso, M. und Holdenrieder, O. 2014. *Ecological consequences of Douglas fir (Pseudotsua menziesii) cultivation in Europe. European Journal of Forest Research. 133: 13–29. doi:10.1007/s10342-013-0745-7*

Tschopp, T., Hoderegger, R. und Bollmann, K. 2014. *Auswirkungen der Douglasie auf die Waldbiodiversität: Eine Literaturübersicht. WSL Berichte 20: 52 S. http://www.wsl.ch/dienstleistungen/publikationen/pdf/13887.pdf*

Tschopp, T., Holderegger, R. und Bollmann, K. 2015. *Auswirkungen der Douglasie auf die Waldbiodiversität. Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen. 166: 9–15. doi: 10.3188/szf.2015.0009*

4.6 Einführung von Baumarten in Wälder und die Auswirkungen auf die Biodiversität

Yann Dumas

Seit der Besiedelung Europas im mittleren Holozän wurden die Wälder massiv abgeholzt und umgewandelt. Jedoch kann durch geeignete Aufforstungsmaßnahmen der Biodiversitätsverlust verringert und eine Annäherung an die ursprüngliche ökologische Situation unterstützt werden.

Je nach Grad der Entwaldung kann eine Aufforstung (mit heimischen Baumarten) positive Auswirkungen auf die Biodiversität haben. In Gebieten mit viel Waldfläche ist der Anteil gepflanzter Bäume tendenziell eher gering, während sie in Gebieten mit einem hohen Anteil an intensiver Landwirtschaft oder in stark urbanisierten Gebieten in der Regel hoch ist. Viele Wälder wurden aufgrund ihres ökonomischen Werts massiv ausgebeutet und umgewandelt. Dazu zählten auch ehemals unbewirtschaftete Gebiete, wie z. B. Moore, Sümpfe und Grünland, die durch menschliches Einwirken besonders selten geworden sind. Obwohl solche Habitate als ökonomisch weniger wertvoll gelten, sind sie von hohem Wert für die Biodiversität. Im Anschluss an eine Aufforstung solcher Flächen lassen sich starke negative Auswirkungen auf die Biodiversität beobachten. Eine Aufforstung ist somit mit zweierlei Effekten verbunden: Einerseits kann sie sich äußerst positiv auf Waldarten auswirken, da sie ihnen die Möglichkeit bietet, neue Gebiete zu besiedeln. Aufgeforstete Gebiete können zudem vorübergehende Rückzugsgebiete für einige Nicht-Wald-Arten wie z. B. Wiesen-Schmetterlinge bieten (Villemey et al. 2015). Andererseits kann eine Aufforstung auf Landschaftsebene manchmal mit negativen Auswirkungen auf die Gamma-Biodiversität verbunden sein, insbesondere, wenn sie auf Kosten einer Schädigung von Habitaten einheimischer Arten vorgenommen wird. In einem solchen Fall kann dies durchaus das Aussterben einer selten Artenpopulation zur Folge haben (Bastos et al. 2012).

Diese Auswirkungen sind in der Regel unabhängig von der Herkunft der bei Aufforstungen eingesetzten Arten zu beobachten. Allerdings kann das Ausmaß solcher Auswirkungen mit den Eigenschaften der jeweils verwendeten Baumarten in Zusammenhang stehen. Daher sollte man sich darauf konzentrieren, warum einige Baumarten mit einer geringeren Biodiversität verknüpft sind als andere und welche Rolle eingeführten Baumarten mit invasivem Charakter einnehmen.

Jede Art, ob heimisch oder eingeführt, fungiert aufgrund ihrer morphologischen, chemischen, ökologischen und historischen Merkmale als ökologischer Filter.

Die dominante Baumart bestimmt das Mikroklima eines Standorts und den Säuregehalt der Streu (Barbier et al. 2008). Diese Faktoren beeinflussen wiederum die Gemeinschaft der zugehörigen Arten (Abb. 76a).

Abb. 76: a) Gewelltblättriges Gabelzahnmoos (*Dicranum polysetum*), eine seltene Moosart, die durch die Anpflanzung der Waldkiefer im Tiefland begünstigt wird, Montereau, Versuchsstandort OPTMix, Frankreich (Foto: Y. Dumas) und b) *Rhagium* (*Megarhagium*) *sycophanta*, eine Insektenart, die in Verbindung mit Eichentotholz vorkommt (Foto: B. Nusillard).

Beispielsweise ist ein Baum, dessen Rinde regelmäßig abblättert (z. B. Waldkiefer (*Pinus sylvestris* L.)), eher ungünstig für eine reiche Gemeinschaft aus epiphytischen Moosen, oder eine Baumart (z. B. Hainbuche (*Carpinus betulus* L.)), die ein dichtes, lichtabhaltendes Kronendach bildet, verhindert die Entwicklung einer vielfältigen Bodenvegetation. Dies zeigt, dass jede Baumart eine andere Gruppe von Organismen in unterschiedlichem Ausmaß begünstigt.

Boden und Klima des Gebiets, in dem eine bestimmte Art verbreitet ist, fungieren ebenfalls als Filter und können langfristig zu einem Koevolutionsphänomen führen. Baumarten mit einem großen heimischen Verbreitungsgebiet und/oder einer großen ökologischen Variation führen in der Regel zu Arten, die mit hoher Biodiversität verknüpft sind. Wird eine Baumart in ein neues geografisches Gebiet eingeführt, gehen die meisten Verbindungen zu anderen lebenden Organismen in ihrem natürlichen Verbreitungsgebiet verloren. Daher ist langfristig ein neuer Koevolutionszeitraum notwendig, damit sich neue Wechselbeziehungen zwischen den heimischen Organismen und den eingeführten Baumarten entwickeln und ein bestimmtes Biodiversitätsniveau erreichen.

Dies muss als durchschnittlicher Effekt betrachtet werden und bedeutet nicht, dass sich eine eingeführte Baumart bezogen auf eine bestimmte Gruppe von Organismen keinesfalls an mehr Arten anpassen kann als die heimischen Baumarten. Vielmehr gibt es verschiedene Beispiele, die zeigen, dass sich eingeführte Baumarten häufig an eine größere Biodiversität anpassen können als die heimischen Arten. So wurde beispielsweise berichtet, dass die Diversität der Moose und Pilze bei der Gemeinen Fichte (*Picea abies* (L.) H. Karst.), einer in Großbritannien eingeführten Art, größer war als bei der heimischen Waldkiefer (Quine und Humphrey 2010). Ein anderes Beispiel findet sich in Schweden, wo festgestellt wurde, dass die Florendiversität unter der Europäischen Lärche (*Larix decidua* Mill.), einer in Schweden eingeführten Baumart, im Vergleich zur heimischen Gemeinen Fichte größer war (Felton et al. 2013).

Wenn heimische durch eingeführte Baumarten ersetzt werden, hat dies im Allgemeinen einen Rückgang der heimischen Biodiversität zur Folge.

Traubeneiche (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) und Stieleiche (*Quercus robur* L.) besiedelten den Norden Europas am Ende der letzten Eiszeit (vor ca. 10 000 Jahren). In Großbritannien konnte die Eiche aufgrund der Plastizität der Eichenarten und der damit verbundenen Koevolutionsprozesse über Tausende von Jahren hinweg im Vergleich zu sämtlichen Baumarten die größte Artenvielfalt bei Insekten erreichen (Kennedy und Southwood 1984, Abb. 76b).

Im Rahmen der Studie, die von Kennedy und Southwood (1984) in Großbritannien durchgeführt haben, wurden mehr als 400 Insektenarten, die von der Traubeneiche und der Stieleiche abhängig waren, gezählt, wohingegen nur zwei bzw. neun Insektenarten mit der Gewöhnlichen Robinie (*Robinia pseudoacacia* L.) bzw. der Gewöhnlichen Rosskastanie (*Aesculus hippocastanum* L.), die jeweils vor ungefähr 400 Jahren in Großbritannien eingeführt wurden, in Verbindung standen. Leider sind Studien dieser Art dünn gesät, sodass sich kein vollständiges Bild von der mit den einzelnen Baumarten verknüpften Biodiversität zeichnen lässt und die Auswirkungen des Austauschs von Arten nur schwer abzuschätzen sind.

Eine eingeführte Baumart kann andere Arten massiv beeinflussen.

Einige invasive Arten können aufgrund ihrer starken Konkurrenzeigenschaften eine erhebliche Verringerung der lokalen Diversität (z. B. an Pflanzstandorten) verursachen, was mit der Konkurrenz um Wasser, Mineralien oder Licht, aber auch mit Mulcheffekten oder Allelopathie im Zusammenhang steht. Beispielsweise produziert der Götterbaum (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle) ein natürliches Herbizid (Ailanthone) und bewirkt an Standorten, die zu 15 bis 30 % von diesem Baum invadiert sind, einen Rückgang der Vielfalt an Gefäßpflanzen (Motard et al. 2011). Dies hängt jedoch vom ökologischen Kontext ab (Abb. 77a). In vielen Fällen zeigen invasive Baumarten eine größere Dichte als heimische Baumarten (Delmas et al. 2011). Unter den invasiven Pflanzenarten haben Bäume größere Auswirkungen auf die Artenvielfalt als beispielsweise Gras und krautartige Pflanzen (Gaertner et al. 2009). Da die Bodenflora die Grundlage der Nahrungskette bildet, treten wahrscheinlich kaskadenförmige Auswirkungen auf andere Teile der Biodiversität auf (Haddad et al. 2000).

Invasive Arten besitzen häufig eine ausgeprägte Fähigkeit, Standorte außerhalb ihres ursprünglichen Einführungsgebiets zu besiedeln. Standorte mit hohem Schutzwert, die Lebensraum für seltene Arten bieten und sich in der Nähe von Plantagen, in denen u. a. eingeführte Arten vorkommen, befinden, können von der daraus resultierenden Besiedelung durch die angepflanzten Arten betroffen sein. Auf Landschaftsebene trägt das Verschwinden seltener Arten zur Reduzierung und Angleichung der allgemeinen Diversität bei. Offene Habitate, wie z. B. Dünen oder Grünland, sind besonders anfällig gegenüber Invasionen, z. B. durch Götterbaum (Kowarik und Säumel, 2007) oder Gewöhnliche Robinie (Kleinbauer et al. 2010). Auenwälder sind ebenfalls invasionsgefährdet. Der Eschenahorn

(*Acer negundo* L.) ist ein Beispiel für eine Baumart, die häufig in dieses wertvolle Habitat eindringt (Schnitzler et al. 2007, Kapitel 5.10).

Abb. 77: a) Waldstandort, invadiert vom Götterbaum, was einen Rückgang der floristischen Diversität um 15 bis 30 % verursacht, Charente-Maritime, Frankreich (Foto: Y. Dumas) und b) Drehwurzen in Nogent-sur-Vernisson, Domaine des Barres, Frankreich; eine Art, die durch die in Tieflandwälder eingeführte Waldkiefer begünstigt wird (Foto: L. Léquivard).

Wenn der Schutz natürlicher, besonderer Habitate vorrangig ist, sollte die Anpflanzung von Baumarten wie Eschenahorn, Götterbaum, Weymouthskiefer (*Pinus strobus* L.), Spätblühende Traubenkirsche (*Prunus serotina* L.) oder Gewöhnliche Robinie, die unter bestimmten Bedingungen hoch invasiv sein können, vermieden werden (Weber und Gut 2004). Falls solche Arten gepflanzt werden müssen, sollten empfindliche Naturräume, die wahrscheinlich negativ beeinflusst werden, ausgespart werden (Stupak et al. 2011). Außerdem sollte um die bepflanzte Fläche eine Pufferzone ausgewiesen werden, um die Ausbreitung der eingeführten Arten zu verhindern. Die effizienteste Bekämpfungsmethode gegen die natürliche Verbreitung solcher Arten dürfte die Anpflanzung heimischer Baumarten mit dichtem Blattwerk sein, was für Gemeinschaften später Sukzessionsstadien typisch ist (Calviño-Cancela und Neumann 2015).

Häufig wird davon ausgegangen, dass ungestörte natürliche Wälder resistent gegenüber Pflanzeninvasionen sind. Allerdings sind sogar dichte Wälder mit geringem Lichtniveau potenziell anfällig gegenüber der Invasion eingeführter, schattentoleranter Baumarten (z.B. *Prunus serotina* Ehrh.). Martin et al. (2009) identifizierten neun gemäßigte Baumarten, die als potenziell invasiv (für Wälder in den USA) eingestuft wurden. Darüber hinaus gilt die Anpflanzung solcher Arten in Parks und Gärten zu Zierzwecken ebenfalls als wichtige Samenquelle (Dyderski et al. 2015). Die Wälder um Ballungsgebiete sind besonders anfällig gegenüber Invasionen, und zwar nicht nur durch eingeführte Baumarten, sondern auch durch zahlreiche eingeführte Arten anderer Lebensformen.

Es kann auch vorkommen, dass Arten im Zusammenhang mit vorsätzlich eingeführten Arten unabsichtlich mit-eingeführt werden.

Zusätzliche Arten könnten unabsichtlich zusammen mit Zielarten eingeführt werden. Solche Arten können sich an ihre neue Umgebung anpassen und die lokale – manchmal arme – Gemeinschaft besiedeln und bereichern. Das Kriechende Netzblatt (*Goodyera repens* (L.) R.Br.) könnte als ein solches Beispiel angesehen werden, da diese Art im 19. Jahrhundert unabsichtlich in die französischen Tieflandwälder eingebracht wurde (Abb. 77b). Die Einführung des Samens dieser kleinen Gebirgsorchidee in das Gebiet erfolgte zusammen mit Waldkiefernsamen, der zur Aufforstung dieses Gebiets verwendet wurde. Der Samen dieser Orchideenart kann an den Waldkiefernzapfen haften, wenn diese Zapfen wegen ihres Samens geerntet werden. Der Orchideensamen kann sich anschließend während des Transports oder bei der Samengewinnung aus den Zapfen mit dem Waldkiefernsamen vermischen (Larchevêque 1898). Die Douglasienwolllaus (*Adelges cooleyi* Gillette), eine Nahrungsquelle für heimische räuberische Insekten in Europa, wurde zusammen mit der Gewöhnlichen Douglasie (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) eingeführt (Gossner und Ammer 2006) (zu näheren Informationen siehe Kapitel 4.5). Dies kann als weiterer Fall einer unbeabsichtigten Einführung betrachtet werden. Wenn unabsichtlich eingeführte Arten kein invasives Verhalten zeigen, kann diese Situation durchaus positiv gesehen werden, da dies eine Bereicherung der Artenvielfalt darstellt.

Es gibt jedoch zahlreiche Fälle, in denen sich die unabsichtliche Einführung von Organismen im Zusammenhang mit eingeführten, angepflanzten Baumarten weniger günstig auf die Biodiversität auswirkt. Hierzu zählen Mykorrhizapilze, welche die Entwicklung und Etablierung von Baumarten fördern können, die wiederum invasiv werden können (zu näheren Informationen siehe Kapitel 2.5). In Spanien wurden 10 Pilzarten identifiziert, die mit den australischen Eukalyptusarten (*Eucalyptus camaldulensis* Dehnh. und *Eucalyptus globulus* Labill.) vergesellschaftet sind, die invasiv werden und die Biodiversität vor Ort beeinträchtigen können (Diez 2005). Beispielsweise wurden in Portugal Bakterien (*Bradyrhizobium* spp.) in Vergesellschaftung mit der westaustralischen Weidenblatt-Akazie (*Acacia saligna* (Labill.) H.L. Wendl.) gefunden (Crisóstomo et al. 2013).

Die Einführung eng verwandter Baumarten kann zu unkontrolliertem Genfluss in Wildpopulationen führen.

In Schweden können die Populationen der heimischen Espenarten (*Populus tremula* L.) durch den unkontrollierten Genfluss aus Beständen mit angepflanzten Espen-Hybriden (*Populus tremula* L. × *P. tremuloides* Michx.) gefährdet werden (Felton et al. 2013). Dies gilt auch für die Schwarzpappel (*Populus nigra* L.), die in einigen der europäischen Auenwäldern, ein in Europa mittlerweile relativ seltenes Habitat, anzutreffen ist. Der unkontrollierte Genfluss durch Hybridisierung mit Ziersorten der Pappel oder Anpflanzungen von Pappel-Hybriden kommt ebenfalls häufig vor, wie z. B. von Pautasso (2009) berichtet. Die Hybridisierung könnte zu einer geringeren Anpassung dieser Art an das natürliche Ökosystem und zu ihrem Aussterben führen. Abgesehen von spezifischen Genvariationen könnten sich einige Arten jedoch auch sehr schnell an neu eingeführte Baumarten anpassen. Dies gilt insbesondere für Arten, die Plantagen ungeachtet der Herkunft solcher Baumarten als Ersatzhabitat nutzen. Beispielsweise können Eukalyptusbestände dem gefährdeten Iberischen Luchs (*Lynx pardinus* Temm.) beim Umherziehen zwischen verschiedenen Gebieten seines bevorzugten Habitats (d. h. mediterrane Trockenstrauchvegetation) in Zentralspanien als Schutz dienen (Ferreras 2001).

Andere Arten können ihr Fressverhalten ändern, um sich an von eingeführten Baumarten gebotenen Ressourcen anzupassen. Beispielsweise nutzen in Spanien einige Vogelarten Eukalyptusblüten als Nahrungsquelle, wenn ihre eigentlich ursprünglichen Nahrungsquellen knapp sind (Calviño-Cancela und Neumann 2015). An Standorten, an denen es keine natürliche Waldstrukturen mehr gibt, können Bestände aus eingeführten Arten daher mit positiven Effekten für die Biodiversität verbunden sein. Eingeführte Baumarten können auch auf Landschaftsebene zur Biodiversität beitragen, da sie sich aufgrund ihrer Eigenschaften günstig auf andere heimische oder eingeführte Arten in ihrem Einführungsgebiet auswirken. Nadelbaumplantagen haben beispielsweise zu einer Vergrößerung der bewaldeten Fläche geführt und bieten in Belgien Lebensraum für einige Waldvogelarten (Baguette et al. 1994) bzw. in Großbritannien für einige Käferarten (Humphrey et al. 2003). Dies könnte als „künstliche lokale Biodiversität" betrachtet werden, die zum Schutz bestimmter seltener Arten beiträgt.

Abb. 78: a) *Nowellia curvifolia*, Saint-Martin-d'Abbat, Forêt d'Orléans, Frankreich (Foto: Y. Dumas 2011); eine Moosart, die durch eingeführtes Waldkiefern-Totholz in Tieflandgebieten begünstigt wird, und b) Kaktusmoos (*Campylopus introflexus* Bridel); eine invasive Moosart, die durch die eingeführte Waldkiefer in Tieflandwäldern begünstigt wird (insbesondere in Mischbeständen mit Eichen) und ein potenzielles Risiko für heimische Moosarten darstellt, Montereau, Forêt d'Orléans, Frankreich (Foto: Y. Dumas).

Die Aufforstung mit eingeführten Baumarten spielt in Agrarlandschaften eine wichtige Rolle, da sich hierdurch die Konnektivität zwischen isolierten Waldflächen verbessert, und sie kann für einige gefährdete Arten von großem Nutzen sein (Brockerhoff et al. 2008). Neben dem Beispiel des Iberischen Luchses in Spanien stellen die seltenen Pilzarten, die mit heimischen Waldkiefernbeständen vergesellschaftet sind und in Sitka-Fichten-Plantagen (*Picea sitchensis* (L.) Bong. Carr.) in Großbritannien gefunden wurden, ein weiteres wichtiges Beispiel dar. Diese Bestände schaffen ein Refugium, sofern sie in der Nähe des eigentlich heimischen Habitates liegen (Humphrey et al. 2003), wobei der Nutzeffekt selbst einige Hundert Kilometer von Beständen aus heimischer Waldkiefer entfernt noch feststellbar sein kann.

Waldbauliche Praktiken spielen eine wichtige Rolle bei der Erhöhung der Biodiversität in Waldbeständen, die von eingeführten und heimischen Baumarten geprägt sind.

Intensives Vegetationsmanagement führt zu einer Verarmung der Unterholzschicht, was eine verringerte Biodiversität zur Folge haben kann. Beispielsweise stellten Santos et al.

(2006) fest, dass in Plantagen in Spanien, die überwiegend aus Seekiefer (*Pinus pinaster* Aiton) und zu einem geringen Anteil aus Pinie (*P. pinea* L.) und Aleppo-Kiefer (*P. halepensis* Mill.) bestanden, ein weniger intensives Management eine komplexere Vegetationsstruktur und eine größere Vogelvielfalt begünstigt hat.

Das Vorkommen von Totholz und Altbäumen ist ebenfalls sehr wichtig, da diese Elemente das Auftreten von Arten, die auf diese speziellen Mikrohabitate beschränkt sind, begünstigen (Wallace und Good 1995). Die Moosarten *Lepidozia reptans* (L.) Dumort und *Nowellia curvifolia* (Dicks.) Mitt. (Abb. 78a) werden durch liegendes Totholz eingeführter Nadelbaumarten gefördert.

Obwohl in hochdichten Sitka-Fichtenplantagen keine reiche Bodenflora unterstützt wird, lässt sich die Vielfalt der Bodenflora durch Durchforstungsmaßnahmen verbessern (Wallace und Good 1995). Da Pflanzen das erste Glied in der Nahrungskette bilden, kann Lichtmangel in Nadelbaumplantagen einen negativen Kaskadeneffekt auf die Biodiversität haben, angefangen bei Arten wie z. B. Schmetterlingen (Sparks et al. 1996).

Trotz der zahlreichen veröffentlichten Studien über die Auswirkungen eingeführter Baumarten auf verschiedene Taxa gestaltet sich eine allgemeine Bewertung bestimmter eingeführter Baumarten ohne vorliegende Studien schwierig.

Studien zu den Auswirkungen der Einführung von Baumarten auf die Biodiversität konzentrieren sich häufig nur auf einige wenige Taxa oder ökologische Gruppen, was oftmals zu einer Mischung aus negativen, positiven und neutralen Auswirkungen führt. Infolgedessen lassen sich nur schwer allgemeingültige Schlussfolgerungen ziehen. Die Ergebnisse solcher Studien beziehen sich im Allgemeinen auf den durchschnittlichen Artenreichtum, während ihr Kultur-/Schutzwert unberücksichtigt bleibt (z. B. Arten auf der Roten Liste). Bei einem bestimmten Artenreichtum kann der Kulturwert geringer sein, wenn sich die Gemeinschaft aus zahlreichen generalistischen und opportunistischen Arten zusammensetzt, wie dies z. B. bei Monterey-Kiefernplantagen (*Pinus radiata* D. Don.) in Nordspanien der Fall ist (Onaindia et al. 2013). Der Kulturwert solcher aus eingeführten Baumarten bestehenden Plantagen ist geringer (Abb. 78b). In Nordportugal verzeichneten Lomba et al. (2011) mehr invasive Arten in Eukalyptusplantagen als in Mischbeständen aus Kiefer und Eukalyptus.

Die Einführung von Baumarten wird oftmals als Teil der Lösung für die Anpassung der Wälder an den Klimawandel angesehen. Die Biodiversität im Zusammenhang mit eingeführten Baumarten muss dringend bewertet werden und es muss untersucht werden, inwieweit diese Biodiversität im Vergleich zur Biodiversität heimischer Baumarten im Rahmen des vorhergesagten Klimawandels zur Verdrängung dieser heimischen Arten führen wird. Auf der Grundlage dieser Bewertungen könnte das mit den angepflanzten Baumarten einhergehende Risiko eines Biodiversitätsverlusts sowie die Wahrscheinlichkeit ihrer Anpassung an das biogeografische Umfeld beurteilt werden.

Literaturverzeichnis

Baguette, M., Deceuninck, B. und Muller, Y. 1994. *Effect of spruce afforestation on bird community dynamics in a native broad-leaved forest area. Acta Oecologica. 15(3): 275–288.*

Barbier, S., Gosselin, F. und Balandier, P. 2008. *Influence of tree species on understory vegetation diversity and mechanisms involved – a critical review for temperate and boreal forests. Forest Ecology and Management. 254(1): 1–15. doi:10.1016/j.foreco.2007.09.038*

Barbier, S., Balandier, P. und Gosselin, F. 2009. *Influence of several tree traits on rainfall partitioning in temperate and boreal forests: a review. Annals of Forest Science. 66: 602. doi:10.1051/forest/2009041*

Bastos, R., Santos, M., Ramos, J., Vicente, J., Guerra, C., Alonso, J., Honrado, J., Santos Ceia, R., Timóteo, S. und Cabrala, J.A.2012. *Testing a novel spatially-explicit dynamic modelling approach in the scope of the laurel forest management for the endangered Azores bullfinch (Pyrrhula murina) conservation. Biological Conservation. 147: 243–254. doi:10.1016/j.biocon.2012.01.009*

Brockerhoff, E. G., Jactel, H., Parrotta, J. A., Quine, C. P. und Sayer, J. 2008. *Plantation forests and biodiversity: Oxymoron or opportunity? Biodiversity and Conservation. 17(5): 925–951. doi:10.1007/s10531-008-9380-x*

Calviño-Cancela, M. und Neumann, M. 2015. *Ecological integration of eucalypts in Europe: Interactions with flower-visiting birds. Forest Ecology and Management. 358: 174–179. doi:10.1016/j.foreco.2015.09.011*

Crisóstomo, J. A., Rodríguez-Echeverría, S. und Freitas, H. 2013. *Co-introduction of exotic rhizobia to the rhizosphere of the invasive legume Acacia saligna, an intercontinental study. Applied Soil Ecology. 64: 118–126. doi:10.1016/j.apsoil.2012.10.005*

Delmas, C., Delzon, S. und Lortie, C. J. 2011. *A meta-analysis of the ecological significance of density in tree invasions. Community Ecology. 12(2): 171–178. doi:10.1556/ComEc.12.2011.2.4*

Diez, J. 2005. *Invasion biology of Australian ectomycorrhizal fungi introduced with eucalypt plantations into the Iberian Peninsula. Biological Invasions. 7: 3–15. doi:10.1007/1-4020-3870-4_2*

Dyderski, M., Gdula, A. und Jagodziński, A. 2015. *"The rich get richer" concept in riparian woody species – A case study of the Warta River Valley (Poznań, Poland). Urban Forestry & Urban Greening. 14: 107–114. doi:10.1016/j.ufug.2014.12.003*

Felton, A., Boberg, J., Björkman, C. und Widenfalk, O. 2013. *Identifying and managing the ecological risks of using introduced tree species in Sweden's production forestry. Forest Ecology and Management. 307: 165–177. doi:10.1016/j.foreco.2013.06.059*

Ferreras, P. 2001. *Landscape structure and asymmetrical inter-patch connectivity in a metapopulation of the endangered Iberian lynx. Biological Conservation. 100(1): 125–136. doi:10.1016/S0006-3207(00)00213-5*

Gaertner, M., Den Breeyen, A., Hui, C. and Richardson, D. 2009. *Impacts of alien plant invasions on species richness in Mediterranean-type ecosystems: a meta-analysis. Progress in Physical Geography. 33(3): 319–338.*

Goßner, M. and Ammer, U. 2006. *The effects of Douglas-fir on tree-specific arthropod communities in mixed stands with European beech and Norway spruce. European Journal of Forest Research. 125: 221–235.*

Haddad, N. M., Haarstad, J., & Tilman, D. 2000. *The effects of long-term nitrogen loading on grassland insect communities. Oecologia. 124(1), 73-84.*

Humphrey, J., Ferris, F. and Quine, C. 2003. *Biodiversity in Britain's planted forests. Edinburgh: Forestry Commission.*

Kennedy, C.E.J. and Southwood, T.R.E. 1984. *The numbers of insects associated with British trees: a reanalysis. Journal of Animal Ecology. 53(2): 455–478.*

Kleinbauer, I., Dullinger, S., Peterseil, J. and Essl, F. 2010. *Climate change might drive the invasive tree Robinia pseudacacia into nature reserves and endangered habitats. Biological Conservation. 143(2), 382-390.*

Kowarik, I. and Säumel, I. 2007. *Biological flora of Central Europe: Ailanthus altissima (Mill.) Swingle. Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics. 8: 207-237.*

Larchevêque, T. 1898. *Une orchidée nouvelle pour le centre de la France. Mémoires de la Société Historique du Cher. 4(13): 81–84.*

Lomba, A., Vicente, J., Moreira, F. and Honrado, J. 2011. *Effects of multiple factors on plant diversity of forest fragments in intensive farmland of Northern Portugal. Forest Ecology and Management. 262(12): 2219–2228.*

Martin, P., Canham, C. and Marks, P. 2009. *Why forests appear resistant to exotic plant invasions: intentional introductions, stand dynamics, and the role of shade tolerance. Frontiers in Ecology and the Environment. 7(3): 142–149.*

Motard, E., Muratet, A., Clair-Maczulajtys, D. and Machon, N. 2011. *Does the invasive species Ailanthus altissima threaten floristic diversity of temperate peri-urban forests? Comptes Rendus Biologies. 334: 872–879.*

Onaindia, M., Ametzaga-Arregi, I., San Sebastián, M., Mitxelena, A., Rodríguez-Loinaz, G., Peña, L. and Alday, J.G. 2013. *Can understorey native woodland plant species regenerate under exotic pine plantations using natural succession? Forest Ecology and Management. 308: 136–144.*

Pautasso, M. 2009. *Geographical genetics and the conservation of forest trees. Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics. 11: 157–189.*

Quine, C. P. and Humphrey, J. 2010. *Plantations of exotic tree species in Britain: irrelevant for biodiversity or novel habitat for native species? Biodiversity and Conservation. 19: 1503–1512.*

Santos, T., Tellería, J., Díaz, M. and Carbonell, R. 2006. *Evaluating the benefits of CAP reforms: Can afforestations restore bird diversity in Mediterranean Spain? Basic and Applied Ecology. 7(6): 483–495.*

Schnitzler, A., Hale, B. and Alsum, E. 2007. *Examining native and exotic species diversity in European riparian forests. Biological Conservation. 138: 146–156.*

Sparks, T. H., Greatorex-Davies, J. N., Mountford, J. O., Hall, M. L. and Marrs, R. H. 1996. *The effects of shade on the plant communities of rides in plantation woodland and implications for butterfly conservation. Forest Ecology and Management. 80(1-3): 197–207.*

Stupak, I., Lattimore, B., Titus, B. D. and Tattersall Smith, C. 2011. *Criteria and indicators for sustainable forest fuel production and harvesting: A review of current standards for sustainable forest management. Biomass and Bioenergy. 35(8): 3287–3308.*

Vellend, M., Harmon, L. J., Lockwood, J. L., Mayfield, M. M., Hughes, A. R., Wares, J.P. and Sax, D.F.. 2007. *Effects of exotic species on evolutionary diversification. Trends in Ecology and Evolution. 22(9): 481–488.*

Villemey, A., van Halder, I., Ouin, A., Barbaro, L., Chenot, J., Tessier, P., et al. 2015. *Mosaic of grasslands and woodlands is more effective than habitat connectivity to conserve butterflies in French farmland. Biological Conservation. 191: 206–215.*

Wallace, H. L. and Good, J. E. G. 1995. *Effects of afforestation on upland plant communities and implications for vegetation management. Forest Ecology and Management. 79(1-2): 29–46.*

Weber, E. and Gut, D. 2004. *Assessing the risk of potentially invasive plant species in central Europe. Journal for Nature Conservation. 12(3): 171–179.*

4.7 Natürliche Störungen und invasive eingeführte Pflanzen – eine genauere Betrachtung des Phänomens Feuer

Daniel Kraus, Joaquim S. Silva, Alexander Held, Marc Castellnou und Frank Krumm

Von Störungen betroffene Ökosysteme sind zweifellos anfälliger für Invasionen durch gebietsfremde Arten. Invasibilität steht daher in einem engen Zusammenhang mit Störungen (z. B. Myers 1983, Larson et al. 2001). In diesem Kapitel werden überwiegend Untersuchungen aus mediterranen Regionen als Beispiele für die Wechselwirkung zwischen Störungen und eingeführten Pflanzenarten und ihren Einfluss auf die Entwicklung von Ökosystemen angeführt. Insbesondere Feuer kann perfekte Invasionsbedingungen für Pflanzen in einem Ökosystem schaffen, indem mehrere Mechanismen ineinander greifen (z. B. Gaertner et al. 2014), die häufig zu dichten Beständen einer bestimmten eingeführten Art führen. Umgekehrt kann die Etablierung solcher Bestände feuerbegünstigende Eigenschaften entfalten, die das Vorkommen von Bränden erhöhen und somit Bedingungen schaffen, die zur kontinuierlichen Degradation der Umwelt führen. Dies kann sich grundlegend von physikalischen Degradationsprozessen unterscheiden, deren Unterbrechung und sogar Umkehrung durch Aufforstungen (Abb. 79) im 19. und 20. Jahrhundert möglich waren (Vieira 2007).

Abb. 79: Spuren physikalischer Degradation in Bergregionen in Portugal (Foto: Viera 2007).

Durch invasive Pflanzen verursachte biologische Degradationsprozesse sind meist unumkehrbar.

Störungen werden immer häufiger als ein intrinsischer Teil von Ökosystemdynamik wahrgenommen (z. B. Pickett und White 1985). Die Folgen anthropogener Störungen auf Ökosystemprozesse entsprechen jedoch nicht unbedingt denen natürlicher Störungen. Die Zunahme menschlicher Aktivität hat die Frequenz und Größe von Bränden verändert, sodass deren Auswirkungen auf Ökosysteme sich von denen historischer Brände unterscheiden (Roberts und Gilliam 1995) und folglich auch zu Veränderungen der Vegetationsstruktur und -funktion geführt haben. Es gibt zahlreiche Theorien, um den Erfolg invasiver gebietsfremder Arten in nichtheimischen Lebensräumen zu erklären. Ein wichtiger Aspekt ist, dass viele invasive Arten vermeintlich gegensätzliche Eigenschaften besitzen, das heißt, sie besitzen sowohl die Fähigkeit, neue Gebiete schnell zu besiedeln, als auch sich in einer Umgebung permanent zu behaupten (D'Antonio und Meyerson 2002). Das bedeutet, diese Arten sind mit verbreitungsstarken Diasporen ausgestattet und können somit Störungen opportunistisch nutzen. Zugleich sind sie aber auch in der Lage mit heimischen Arten effektiv um verfügbare Ressourcen zu konkurrieren (siehe auch Denslow 2003) und auch vom Mangel natürlicher Feinde (die Enemy-Release-Hypothese, siehe Kapitel 4.5) in den Invasionsgebieten zu profitieren (Colautti et al. 2004). Dennoch bestimmen nicht nur die ökologischen Eigenschaften der Invasoren, ob Ökosysteme erobert werden (Ewel 1986). Ein weiterer wichtiger Aspekt der Invasibilität eines Ökosystems hängt mit der Artenvielfalt zusammen. Obwohl viele empirische Ergebnisse oft nicht eindeutig sind (Levine und D'Antonio 1999), scheint es, dass etwaige Ökosysteme mit einer geringeren Vielfalt an Arten und funktionellen Gruppen eine höhere Invasibilität aufweisen (Elton 1958), weil sie durch viele leere Nischen anfälliger sind für die Besiedlung durch gebietsfremde Arten. Diese Theorie der leeren Nischen gilt ebenso in zunehmend isolierten Lebensräumen, wo Störungsereignisse, wie z. B. die Feuerhäufigkeit und -intensität, zunehmen.

Zunehmende Feuerhäufigkeit kann vermehrt feueranfällige Arten ausschließen.

In Ökosystemen ohne nennenswerte Feueranpassungen können Brände schwerwiegende Folgen für die Zusammensetzung und Struktur von Wäldern haben, da selbst Oberflächenfeuer mit geringer Intensität bei ausgewachsenen Bäumen mit dünner Borke zum Absterben führen können (Barlow et. al. 2003). Bei sich wiederholenden Feuerereignissen fallen nicht angepasste Arten in solchen Ökosystemen aus, da sie nicht angepasst sind (die Stämme sterben ab, weil die Rinde zu dünn ist) oder sich nicht davon erholen können (sie sind nicht in der Lage nach einem Brand wieder auszuschlagen oder sich zu verjüngen). Sind die Abstände zwischen den Feuerereignissen zu kurz, erreichen die Bäume nicht die Reproduktionsreife, selbst wenn sie entsprechende regenerative Eigenschaften besitzen (d. h. „obligate seeders"). Das Resultat ist eine verringerte Artenvielfalt und eine deutlich veränderte Artenzusammensetzung.

Langfristig kann die Funktion eines Ökosystems durch regelmäßige Feuer tiefgreifend und unumkehrbar beeinträchtigt werden, wenn Feuerregime durch menschlichen

Einfluss verändert wurden. Bei regelmäßigen Feuern bleibt zwischen den einzelnen Feuerereignissen weniger Zeit zur Ansammlung von brennbarem Material. Somit können sich nur weniger intensive Feuer entwickeln. Dies kann zu kurzfristig erhöhter Nährstoffverfügbarkeit und Mineralisierung von organischer Substanz im Boden führen. Dadurch werden vor allem Sämlinge und Gräser begünstigt, die nach einem Feuer wieder austreiben. Regelmäßige Feuer werden häufig dort mit menschlich bedingten Störungen in Zusammenhang gebracht, wo Ökosysteme anfälliger für Invasionen sind und dies meist zu einer fortschreitenden Verschlechterung des Ökosystems führt. Im Gegensatz dazu weisen unregelmäßige Feuer tendenziell höhere Temperaturen auf, da sich aufgrund der größeren Abstände zwischen den Feuerereignissen, mehr Brennstoff ansammeln kann. Unregelmäßige Feuer gehören dort zu natürlichen Ökosystemen, wo Feuer ein wichtiger Teil des Regenerationszyklus eines Ökosystems ist. Wo jedoch solche hoch intensiven Brände zur Funktionsweise eines Ökosystems gehören, verringern sie Nährstoff- und Wasserspeicherfähigkeit des Bodens (Neary et al. 1999). Mit der Zeit kann die Zunahme heißer und intensiver Brände zur Umwandlung relativ produktiver Wälder in degradierte Vegetationsformen führen, sofern die Brände regelmäßig genug vorkommen, um zwischen aufeinander folgenden Störungen keine Erholung des Bodens zuzulassen (Brown und Lugo 1990).

Nur wenige eingeführte Arten, die weiträumig im Mittelmeerraum angepflanzt werden, sind an Feuer angepasst.

Baum- und Straucharten sind unter den eingeführten Arten wohl diejenigen mit der größten Bedeutung für Störungsprozesse. Zum einen bieten sie viel Nahrung für Feuer, andererseits können sie das dominante Stratum in Ökosystemen stellen. Unter diesem Aspekt ist es wichtig, zwischen eingeführten Arten zu unterscheiden, die eine ausgeprägte Regenerationsfähigkeit besitzen (z. B. Akazien, *Acacia* spp.), und solchen, die diese Fähigkeit nicht aufweisen (z. B. Eukalypusarten, *Eucalyptus* spp.).

Die Art des Vegetationsmanagements auf Brandflächen, die mit eingeführten Arten besiedelt sind, ist abhängig von (i) der Schwere der Störung; (ii) Besonderheiten der Bestandesentwicklung (Plantage oder unkontrollierte Besiedlung); (iii) der floristischen Zusammensetzung vor dem Brand; und (iv) den Managementzielen für die Brandfläche (Moreira et al. 2010). In vielen Fällen ist die Besiedlung durch Naturverjüngung auf schwaches oder fehlendes Management zurückzuführen (Silva et al. 2011). Oft werden nicht bewirtschaftete Flächen, die von invasiven Arten besiedelt sind, auch nach Brandereignissen sich selbst überlassen und Probleme mit invasiven Arten können sich sogar noch verschlimmern (Keeley et al. 2011).

Mandle et al. (2011) legen dar, dass Feuerregime die Struktur und Zusammensetzung einer Pflanzengemeinschaft stark beeinflussen, aber auch selbst dadurch beeinflusst werden und dies zu einer komplexen Beziehung zwischen den jeweiligen Komponenten führt. Es wurde nachgewiesen, dass invasives Verhalten einiger eingeführter Arten durch bestimmte Feuerregime gefördert werden kann (Keeley und Brennan 2012). Invasive Arten können auch Feuerregime beträchtlich verändern, was schließlich zu einem sich selbst erhaltenden Brandzyklus führt (D'Antonio und Vitousek 1992, Gaertner et al. 2014). Die rasche Verjüngung und das Wachstum einiger Arten auf frischen Brandflächen hat einen schnelleren Aufbau brennbarer Biomasse zur Folge. Dies kann zu einer höheren Intensität

der Brände führen und hätte wiederum eine erhöhte Verjüngungsrate feuerangepasster, eingeführter Arten zur Folge (z. B. Keeley et al. 2012). Je nach Art und Feuerregime kann dieser Zyklus extrem schwer zu stoppen sein und stellt mit Sicherheit eines der schwerwiegendsten Probleme beim Management von Brandflächen dar (Vallejo et al. 2012). Die Keimung von Akazien beispielsweise wird durch Brände gefördert, da die Samenbank im Boden auf hohe Temperaturen reagiert und so die Keimruhe der Samen unterbrechen kann (z. B. Hanley, 2009). Das Beispiel von *Acacia dealbata* Link ist besonders eindrücklich, da ihre Samen in ihrer Heimat im südöstlichen Australien mehr als 200 Jahre lang lebensfähig im Boden verharren können (z. B. Hunt et al. 1999). Ein weiteres eindrückliches Beispiel ist *Hakea sericea* Schrad. & J.C. Wendl., die sich ausschließlich über Samen vermehrt. Diese Art schützt ihre Samen durch eine Ummantelung der Früchte. Nachdem ein Feuer über sie hinweggegangen ist, öffnen sich die holzigen Follikel, und die Samen fallen heraus. Die meisten Samen breiten sich innerhalb eines Radius von 100 m Entfernung von der Mutterpflanze aus. Aber unter entsprechenden Bedingungen können einzelne Samen über einige Kilometer hinweg verteilt werden (Le Maitre et al. 2008) (Abb. 80).

Abb. 80: Verjüngung von *Hakea sericea* nach einem Brand in Zentralportugal (Foto: Hélia Marchante).

Eingeführte Baumarten mit invasivem Verhalten können jede Komponente eines Feuerregimes verändern: Frequenz, Intensität, Ausmaß, Typ und Saisonalität.

Der Haupteinfluss auf das Feuerregime durch die Präsenz eingeführter Baumarten erfolgt durch sich verändernde Eigenschaften der Brennmaterialien. Diese Eigenschaften können sich in Bezug auf Entflammbarkeit, Materialmenge, vertikale und horizontale Kontinuität sowie Kompaktheit des Brennmaterials ändern (Brooks et al. 2004). Es werden jedoch nicht alle Veränderungen im Feuerregime mit einem erhöhten Brandrisiko in Zusammenhang gebracht. Vielmehr gibt es Studien, die eine Möglichkeit der geringeren Entflammbarkeit invasiver Pflanzenformationen (Brooks et al. 2004, Mandle et al. 2011) im Vergleich zu vor der Invasion vorkommenden Formationen belegen. Dies ist der

Fall bei der Robinie (*Robinia pseudoacacia* L.), die im Osten der USA heimisch ist, aber als invasiv auf nährstoffarmen Kiefernwaldstandorten im Nordosten der USA eingestuft wird. Diese Standorte sind von Kiefern dominierte Ökosysteme (z. B. *Pinus rigida* Mill., *P. banksiana* Lamb., *P. resinosa* Aiton), die Feuer benötigen, um sich vor der Invasion von weniger feuertoleranten Arten zu schützen. Die Brennbarkeit der Robinie liegt weit unter der von Kiefern. Somit kann die Invasion durch Robinien zu einer dauerhaften Veränderung in der Artenzusammensetzung führen, sofern nicht Maßnahmen zur Entfernung der Robinie ergriffen werden (Richburg et al. 2004). Unter den vielen Beispielen können aber auch gegenteilige Erkenntnisse gefunden werden: In Beständen in Portugal wurde nach Untersuchungen durch Fernandes (2009) die Akazie mit einer höheren Brennbarkeit als einheimische Gehölze in Zusammenhang gebracht.

Tab. 25: Generationen großer Waldbrände und die Invasibilität durch gebietsfremde Pflanzenarten in Landschaften des europäischen Mittelmeerraums (geändert von Costa et al. 2010).

Generation	Hauptfaktor	Brandverhalten	Invasibilität
1. 1950s und 1960s	**Kontinuität** der Vegetationsbedeckung führt zu großem Umfangswachstum; kaum Unterbrechung durch Ackerland.	Waldbrände zwischen 1.000–5.000 ha. Bodenfeuer, windgetrieben.	gering
2. 1970s und 1980s	**Ausbreitungsgeschwindigkeit.** Die Anhäufung von brennbarer Biomasse führt zu schnellen Lauffeuern mit Flugfeuerentwicklung.	Waldbrände zwischen 5.000–10.000 ha. Windgetrieben und geländedominiert.	mittel
3. 1990s	**Feuerintensität.** Die Anhäufung von brennbarer Biomasse erreicht den Kronenschluss; Kronenbrände und hohes konvektives Potential der Waldbrände sind die Folge.	Kronenbrände mit weiter Flugfeuerentwicklung; Waldbrände zwischen 10.000–20.000 ha. Extreme Hitzewellen verstärken die hochintensiven Brände.	hoch
4. seit 2000	Siedlungs- und Industriegebiete dringen in Wald- und Brachland vor (**Wildland-Urban Interface**) und werden zunehmend von Waldbränden bedroht.	Waldbrände im Übergangsbereich von Siedlungen zu Brachland/Waldvegetation, größer als 1.000 ha	sehr hoch
5. seit 2000	**Megafeuer.** Risikogebiete werden mit mehreren extrem intensiven und schnellen Großbränden konfrontiert.	Simultane Großbrände mit Vollfeuerentwicklung und Gefährdung von Siedlungsbereichen.	sehr hoch

Nach der Einführung gebietsfremder Arten können die nachfolgenden Invasionsprozesse, sofern es sie gibt, zu Veränderungen der Brennmaterialeigenschaften, der Vegetationszusammensetzung und anderer Ökosystemeigenschaften führen (Vilà et al. 2009). Brooks et al. (2004) stellen ein umfassendes Modell vor, das den durch die Invasion eingeführter Arten verursachten Brandzyklus beschreibt. Dieser Zyklus entwickelt sich über vier Stadien: In Phase 1 erreichen die Sämlinge eine neue Region; in Phase 2 werden die eingeführten Arten zu eingebürgerten oder invasiven Arten, haben jedoch noch keinen bedeutenden ökologischen Einfluss; in Phase 3 haben die Arten entscheidenden ökologischen Einfluss, jedoch ohne Auswirkung auf das Feuerregime; in Phase 4 verändern die

eingeführten Arten das Feuerregime und bilden einen Zyklus, der mit dem Invasionsprozess gekoppelt ist (Abb. 81).

Abb. 81: Der Brandzyklus invasiver Pflanzen: grün, Phase 1; gelb, Phase 2; orange, Phase 3; rot, Phase 4 (geändert nach Brooks et al. 2004).

Es gibt unterschiedliche Überlegungen, die zur Wiederherstellung von Plantagen exotischer Baumarten nach einem Brandereignis angestellt werden müssen.

Die Wiederherstellung einer verbrannten Plantage kann ein ziemlich einfacher Prozess sein (z. B. Moreira et al. 2012). Wenn keine anderen Einschränkungen bestehen, kann die Wiederherstellung einfach nur aus dem Räumen und der Wiederaufforstung der Brandfläche mit derselben Baumart bestehen. Die Wiederherstellung gestaltet sich jedoch nicht immer so einfach und hängt von der Vorgehensweise ab, die natürlich von der Intensität des Feuers, den Baumarten und Bewirtschaftungszielen abhängt. Die ersten zwei Aspekte sind miteinander verknüpft, da unterschiedliche Arten über unterschiedliche Brandeigenschaften verfügen, die wiederum Einfluss auf das Feuerregime haben. Trotz ihrer hohen

Brennbarkeit (z. B. Fernandes et al. 2011) sind Eukalyptusplantagen auch sehr feuerresistent, weil sie wieder ausschlagen können (z.B. Catry et al. 2013). Diese Eigenschaft kann dahingehend genutzt werden, dass die Bäume nach dem Brandereignis auf den Stock gesetzt werden und die vegetative Verjüngung abgewartet wird. Bei Beachtung der guten fachlichen Praxis sollte die Erhaltung von Boden- und Wasserressourcen immer ein Anliegen sein. Zudem sollten weitere Umweltaspekte berücksichtigt werden, insbesondere wenn eine niedergerbrannte exotische Plantage durch andere Arten ersetzt werden soll. Tatsächlich kann ein Waldbrand eine Chance zur Umsetzung von Umweltschutzmaßnahmen bedeuten, wie beispielsweise die Schaffung ökologischer Korridore in einem Plantagengebiet (Silva et al. 2007a). Auf den Brandflächen einer Plantage kann die Verjüngung nach einem Brand sehr stark voranschreiten. Dies bedeutet eine Chance für die Umwandlung alter Plantagen in andere Vegetationstypen, die aus Sicht des Naturschutzes und der Biodiversität wertvoller sein können (Moreira et al. 2013).

Unkontrollierte Besiedlung durch invasive gebietsfremde Pflanzenarten kann eine Herausforderung für gut an Feuer angepasste Arten sein.

Brandflächen mit invasiven eingeführten Pflanzen können eine heterogene Struktur und Zusammensetzung aufweisen, weil häufig auch heimische, sich natürlich verjüngende Arten Teil der Vegetationsformation sind. Daher können die Art des Ökosystems, die Intensität des Feuers und folglich die Reaktion des Systems sehr unterschiedlich sein. In solchen Situationen ist das Ziel häufig eine Förderung der Verjüngung heimischer Arten, ergänzt durch weitere Ziele, besonders im Hinblick auf Prävention von Bränden durch Veränderung der Struktur von brennbarer Biomasse. Die Bewirtschaftung nach einem Brand kann eine langfristige Aufgabe sein und diverse Vorgehensweisen und Maßnahmen beinhalten. Deshalb kann das Management von Brandflächen mit invasiver Vegetation in technischer und wirtschaftlicher Hinsicht sehr aufwändig sein. Entsprechend sind die Planung und das Monitoring der umgesetzten Maßnahmen sehr wichtig.

Im Fall kommerzieller Plantagen zwingt der Druck internationaler Märkte die holzverarbeitende Industrie zur Zertifizierung ihrer Produkte anhand von Nachhaltigkeitskriterien, die mittels unterschiedlicher Zertifizierungsschemata entwickelt wurden (z. B. Georgiadis und Cooper 2007). Somit müssen sich Verantwortliche abgesehen vom allgemeinen Ziel intensiver Holzproduktion an nachhaltigeren und diversifizierteren Bewirtschaftungsmodellen ausrichten. Um eine Verbesserung von Ökosystemleistungen und des Schutzes der Artenvielfalt und Landschaft zu erreichen, beinhalten diese neuen Bewirtschaftungsmodelle Verpflichtungen mit dem Ziel, ein Gleichgewicht zwischen den Ökosystemleistungen für die Gesellschaft zu erreichen (Carnus et al. 2006). Eine der Anforderungen ist der Erhalt ursprünglich natürlicher Vegetationsbereiche innerhalb eines bewirtschafteten Gebiets. Brände bedeuten eine Chance für die Umwandlung von Flächen geringer Produktivität in Schutzgebiete (Silva et al. 2007b). Dennoch gibt es zumindest in Südeuropa bisher nur wenige belegte Beispiele der Umwandlung verbrannter Plantagen in natürlichere Vegetationstypen. Je nach betroffener Art ist die Umwandlung mit erheblichen Anstrengungen verbunden. Einige besonders gut an Feuer angepasste Arten sind schwer kontrollierbar, vor allem wenn sie sich durch eine starke Regenerationsfähigkeit auszeichnen wie im Fall der Eukalyptusarten. Bei abundanter Verjüngung aus Samen bedarf es möglicherweise zusätzlicher Anstrengungen, um die Ausbreitung in umliegende Flächen zu vermeiden (Calviño-Cancels und Rubido-Bara 2013).

Angesichts der opportunistischen Eigenschaften der meisten invasiven Arten kann eine verbrannte exotische Plantage die Ansiedlung anderer eingeführter Arten fördern.

Brände in intensiv bewirtschafteten Plantagen führen zu einem höheren Störungsgrad als Brände in anderen Ökosystemen. Dies kann die Ansiedlung eingeführter Arten fördern (Fernandez-Lugo et al. 2009) oder aber auch eine wirksamere Bekämpfung ermöglichen. Im besonderen Fall von Misswirtschaft oder Aufgabe von Plantagen kann dies letztendlich zum Umbau in gemischte Bestände führen (Silva et al. 2011). Andere Aspekte müssen gegebenenfalls bei der Bewertung des Risikos einer Invasion berücksichtigt werden. Insbesondere die Nähe zu Straßen, Stadtgebieten und allgemein Störungen durch den Menschen hat sich im Allgemeinen als starker Einflussfaktor auf die Zunahme eingeführter Pflanzenbestände erwiesen (z. B. Von der Lippe et al. 2013). Schließlich muss noch die Verjüngung nach einem Brand und die Ansiedlung eingeführter Arten durch Naturverjüngung oder unkontrolliertes Besiedeln bedacht werden. In diesem Fall ist die Vegetation vor einem Brand bereits das Ergebnis einer Invasion. Das Auftreten von Bränden kann dennoch das von invasiven Arten besetzte Gebiet vergrößern.

Angesichts der Bedeutung, die dem Management invasiver Arten zugeschrieben wird, gibt es ein Prioritätenschema, das international Gültigkeit hat (Silva und Marchante 2012). Im Allgemeinen sollte das Mangement invasiver Arten folgende Phasenfolge umfassen: Prävention; Früherkennung und schnelle Reaktion; Beseitigung; Eindämmung und Bekämpfung; Wiederherstellung und Schadensminderung; Monitoring; Bewertung (z. B. Hulme 2006). Diese Maßnahmen folgen in der Regel aufeinander, jedoch nicht unbedingt, da einiges auch gleichzeitig angewandt werden kann. Bevor die Entscheidung über die Investition in kostenintensive Managementoptionen fällt, müssen Arten und Flächen priorisiert werden, und zwar unter Berücksichtigung von Faktoren wie Schadensausmaß, Erfolgsaussichten, Wert des Ökosystems nach Erholung und Verfügbarkeit von Ressourcen (Pyšek und Richardson 2010). Brände und die Ansiedlung (vorsätzlich und durch Invasionsprozess) eingeführter Pflanzen verändern Landschaften großflächig, tiefgreifend und in manchen Fällen unumkehrbar.

Neue Technologien erlauben Einblick in die dynamische Ausbreitung invasiver eingeführter Arten.

Die Nutzung unbemannter Luftfahrzeuge (UAV), auch bekannt als Drohnen, wird wiederholt als Möglichkeit genannt, um die Ausbreitung eingeführter Arten zu beobachten (Dvořák et al. 2015). Ein anderer Ansatz ist die Verwendung von online verfügbaren Luftbildern durch Google Earth und Google Street View (Visser et al. 2014). Es ist inzwischen möglich, Bilder aus unterschiedlichen Jahren zu erhalten, um die Veränderung der von eingeführten Arten besetzten Flächen zu evaluieren. Im Fall von Google Street View kann sogar die Vegetationsdichte oder das Wachstum beobachtet werden, indem Bilder entlang von Straßen gesammelt werden. So können sehr viele Informationen mit einem vergleichsweise geringen Aufwand an Mitteln und Zeit gesammelt werden (Deus et al. 2016).

Wahrscheinlich nehmen Frequenz und Ausmaß von Störungen in ganz Europa weiterhin zu, wobei weitere Landnutzungsänderungen, Waldausdehnung sowie Prognosen zu Klimaerwärmung und Bränden eine wichtige Rolle spielen (z. B. Seidl et al. 2014, Millar und Stephenson 2015). Ziel moderner Forstwirtschaft ist die Schaffung robuster Wälder, dafür ist ein besseres Verständnissen von Störungsdynamik in Waldökosystemen entscheidend.

Literaturverzeichnis

Barlow, J., Peres, C.A. Lagan, B.O. und Haugaasen, T. 2003. *Large tree mortality and the decline of biomass following Amazonian wildfires. Ecology Letters. 6: 6-8. doi:10.1046/j.1461-0248.2003.00394.x*

Brooks, M.L., D'Antonio, C.M., Richardson, D.M., Grace, J.B., Keeley, J.E., Di Tomaso, J.M., Hobbs, R.J., Pellant und M., Pyke, D. 2004. *Effects of invasive alien plants on fire regimes. BioScience. 54: 677-688. doi:10.1641/0006-3568(2004)054[0677:EOIAPO]2.0.CO;2*

Brown, S. und Lugo, A.E. 1990. *Tropical secondary forests. Journal of Tropical Ecology 6:1-32. http://www.jstor.org/stable/2559366*

Calviño-Cancela, M. und Rubido-Bará, M. 2013. *Invasive potential of Eucalyptus globulus: seed dispersal, seedling recruitment and survival in habitats surrounding plantations. Forest Ecology and Management. 305: 129-137. doi:10.1016/j.foreco.2013.05.037*

Carnus, J.M., Parrotta, J., Brockerhoff, E., Arbez, M., Jactel, H., Kremer, A., Lamb, D., O'Hara, K. und Walters, B., 2006. *Planted forests and biodiversity. Journal of Forestry. 104: 65-77.*

Catry, F.X., Moreira, F., Tujeira, R. und Silva, J.S. 2013. *Post-fire survival and regeneration of Eucalyptus globulus in forest plantations in Portugal. Forest Ecology and Management. 310: 194-203. doi:10.1016/j.foreco.2013.08.036*

Colautti, R.I., Ricciardi, A., Grigorovich, I.A. und Macisaac, H.J. 2004. *Is invasion success explained by the enemy release hypothesis? Ecology Letters. 7: 721-773. doi:10.1111/j.1461-0248.2004.00616.x*

Costa, P., Larrañaga, A., Castellnou, M., Miralles, M. und Kraus, D. 2010. *Prevention of large wildfires using the Fire Types Concept. Fire Paradox Publication. Barcelona. 83 S.*

D'Antonio, C.M. und Meyerson, L.A. 2002. *Exotic plant species as problems and solutions in ecological restoration. A synthesis. Restoration Ecology. 10: 703-713. doi:10.1046/j.1526-100X.2002.01051.x*

D'Antonia, C.M. und Vitousek, P.M. 1992. *Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change. Annual Review of Ecology and Systematics. 23: 63-87. doi:10.1146/annurev.es.23.110192.000431*

Denslow, J.S. 2003. *Weeds in paradise: Thoughts on the invasibility of tropical islands. Annals of the Missouri Botanical Garden. 90: 119-127. doi:10.2307/3298531*

Deus, E., Silva, J.S., Catry, F.X., Rocha, M. und Moreira, F. 2016. *Google Street View as an alternative method to car surveys in large-scale vegetation assessments. Environmental Monitoring and Assessment. 188(10): 1-14. doi:10.1007/s10661-016-5555-1*

Dvořák, P., Müllerová, J., Bartaloš, T. und Brůna, J. 2015. *Unmanned Aerial Vehicles for Alien Plant Species Detection and Monitoring. International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing & Spatial Information Sciences: XL-1-W4: 83-90. doi:10.5194/isprsarchives-XL-1-W4-83-2015*

Elton, C.S. 1958. *The Ecology of Invasions by Animals and Plants. Methuen, London, UK.*

Ewel, J.J. 1986. *Invasibility: Lessons from South Florida. In: Ecology of Biological Invasions of North America and Hawaii (Hrsg. H.A. Mooney und J.A. Drake). Ecological Studies Volume 58. Springer-Verlag, New York. S. 214-230. doi:10.1007/978-1-4612-4988-7_13*

Fernandes, P.M. 2009. *Combining forest structure data and fuel modelling to classify fire hazard in Portugal. Annals of Forest Science. 66: 415. doi:10.1051/forest/2009013*

Fernandes, P.M., Loureiro, C., Palheiro, P., Vale-Gonçalves, H., Fernandes, M.M. und Cruz, M.G. 2011. *and fire hazard in blue gum (Eucalyptus globulus) stands in Portugal. Boletín del CIDEU. 10: 53-61.*

Fernández-Lugo, S., Arévalo, J. und Sierra, A. 2009. *Gradient analysis of exotic species in Pinus radiata stands of Tenerife (Canary Islands). Open Forest Science Journal. 2: 63-69. doi:10.2174/1874398600902010063*

Gaertner, M., Biggs, R., Beest, M., Hui, C., Molofsky, J. und Richardson, D.M. 2014. *Invasive plants as drivers of regime shifts: identifying high-priority invaders that alter feedback relationships. Diversity and Distributions. 20(7): 733-744. doi:10.1111/ddi.12182*

Georgiadis, N.M. und Cooper, R. 2007. *Development of a forest certification standard compatible with PEFC and FSC's management requirements. A case study from Greece. Forestry 80: 113-135. doi:10.1093/forestry/cpm004*

Hanley, M.E. 2009. *Thermal shock and germination in North-West European Genisteae: implications for heathland management and invasive weed control using fire. Applied Vegetation Science. 12: 385-390. doi:10.1111/j.1654-109X.2009.01038.x*

Hulme, P.E. 2006. *Beyond control: wider implications for the management of biological invasions. Journal of Applied Ecology. 43: 835-847. doi:10.1111/j.1365-2664.2006.01227.x*

Hunt, M.A., Unwin, G.L. und Beadle, C.L. 1999. *Effects of naturally regenerated Acacia dealbata on the productivity of a Eucalyptus nitens plantation in Tasmania, Australia. Forest Ecology and Management. 117: 75-85. doi:10.1016/S0378-1127(98)00467-8*

Keeley, J. und Brennan, T. 2012. *Fire-driven alien invasion in a fire-adapted ecosystem. Oecologia. 169: 1043-1052. doi:10.1007/s00442-012-2253-8*

Keeley, J.E., Baer-Keeley, M. und Fotheringham, C. 2005. *Alien plant dynamics following fire in Mediterranean-climate California shrublands. Ecological Applications. 15: 2109-2125. doi:10.1890/04-1222*

Keeley, J.E., Bond, W.J., Bradstock, R.A., Pausas, J.G. und Rundel, P.W. 2012. *Fire in Mediterranean ecosystems: ecology, evolution and management. Cambridge University Press, Cambridge. 515 S.*

Keeley, J.E., Franklin, J. und D'Antonio, C. 2011. *Fire and Invasive Plants on California Landscapes. In: McKenzie, D., Miller, C. und Falk, D.A. (Hrsg.), The Landscape Ecology of Fire. Springer Netherlands. Amsterdam. S. 193-221. doi:10.1007/978-94-007-0301-8-8*

Larson, D.L., Anderson, P.J. und Newton, W. 2001. *Alien plant invasion in mixed-grass prairie: Effects of vegetation type and anthropogenic disturbance. Ecological Applications. 11: 128-141. doi:10.2307/3061061*

Le Maitre, D.C., Krug, R.M., Hoffmann, J.H., Gordon A.J. und Mgidi, T.N. 2008. *Hakea sericea: Development of a model of the impacts of biological control on population dynamics and rates of spread of an invasive species. Ecological Modelling. 212: 342-358. doi:10.1016/j.ecolmodel.2007.11.011*

Levine, J.M. und D'Antonia, C.M. 1999. *Elton Revisited: A Review of Evidence Linking Diversity and Invasibility. Oikos. 87: 15-26. doi:10.2307/3546992*

Mandle, L., Bufford, J., Schmidt, I. und Daehler, C. 2011. *Woody exotic plant invasions and fire: reciprocal impacts and consequences for native ecosystems. Biological Invasions. 13: 1815-1827. doi:10.1007/s10530-011-0001-3*

Millar, C.I. und Stephenson, N.L. 2015. *Temperate forest health in an era of emerging megadisturbance. Science. 349: 823-826. doi:10.1126/science.aaa9933*

Moreira, F., Arianoutsou, M., Vallejo, V.R., de las Heras, J., Corona, P., Xanthopoulos, G., Fernandes, P. und Papageorgiou, K. 2012. *Setting the scene for post-fire management. In: Moreira, F., Arianoutsou, M., de las Heras, J., Corona, P. (Hrsg.), Post-Fire Management and Restoration of Southern European Forests. Springer. S. 1-19. doi:10.1007/978-94-007-2208-8_1*

Moreira, F., Catry, F., Silva, J.S. und Rego, F. (Hrsg.), 2010. *Ecologia do fogo e gestão de áreas ardidas. ISAPress. Lisbon. 327 S.*

Moreira, F., Ferreira, A., Abrantes, N., Catry, F., Fernandes, P., Roxo, L., Keizer, J. und Silva, J. 2013. *Occurrence of native and exotic invasive trees in burned pine and eucalypt plantations: implications for post-fire forest conversion. Ecological Engineering. 58: 296-302. doi:10.1016/j.ecoleng.2013.07.014*

Myers, R.L. 1983. *Site susceptibility to invasion by the exotic tree Melaleuca quinquenervia in southern Florida. Journal of Applied Ecology. 20: 645-658. doi:10.2307/2403532*

*N****eary, D.G., Klopatek, C.C., DeBano, L.F. und Folliott, P.F. 1999***. *Fire effects on belowground sustainability: A review and synthesis. Forest Ecology and Management. 122: 51-71. doi:10.1016/S0378-1127(99)00032-8*

Pickett, S.T.A. und White, P.S. 1985. *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics. Academic Press, New York. xiv+472 S.*

Pyšek, P. und Richardson, D.M. 2010. *Invasive Species, Environmental Change and Management, and Health. Annual Review of Environment and Resources. 35: 25-55. doi:10.1146/annurev-environ-033009-095548*

Richburg, J., Patterson III, W. und Ohman, M. 2004. *Fire management options for controlling woody invasive plants in the Northeastern and Mid-Atlantic US. Department of Natural Resources Conservation, University of Massachusetts. Amherst. 59 S.*

Roberts, M.R. und Gilliam, F.S. 1995. *Patterns and mechanisms of plant diversity inforested ecosystems: implications for forest management. Ecological Applications. 5: 969-977. doi:10.2307/2269348*

Seidl, R. 2014. *The shape of ecosystem management to come: anticipating risks and fostering resilience. BioScience. 64: 1159-1169. doi:10.1093/biosci/biu172*

Silva, J.N., Feith, H. und Pereira, J.C. 2007a. *Exploração e silvicultura pós-fogo em eucaliptais. In: Alves, A.M., Pereira, J.S. und Silva, J.N. (Hrsg.), O eucaliptal em Portugal – Impactes ambientais e investigação científica. ISAPress. Lisbon. S. 285-312.*

Silva, J.S. und Marchante, H. 2012. *Post-fire management of exotic forests. In: Moreira, F., Heras, J.d.l., Corona, P. und Arianoutsou, M. (Hrsg.), Post-Fire Management and Restoration of Southern European Forests. Springer. Dordrecht. S. 223-255. doi:10.1007/978-94-007-2208-8_10*

Silva, J.S., Sequeira, E., Catry, F. und Aguiar, C. 2007b. *Os contras. In: Silva, J.S. (Hrsg.), Árvores e florestas de Portugal: pinhais e eucaliptais (vol. 4). Público/Fundação Luso-Americana para o Desenvolvimento/Liga para a Protecção da Natureza. Lisbon. S. 221-256. http://hdl.handle.net/10198/5430*

Silva, J.S., Vaz, P., Moreira, F., Catry, F. und Rego, F.C. 2011. *Wildfires as a major driver of landscape dynamics in three fire-prone areas of Portugal. Landscape and Urban Planning. 101: 349-358. doi:10.1016/j.landurbplan.2011.03.001*

Vallejo, V.R., Arianoutsou, M. und Moreira, F. 2012. *Fire Ecology and Post-Fire Restoration Approaches in Southern European Forest Types. In: Moreira, F., Arianoutsou, M., Corona, P., Heras, J.D.l. (Hrsg.), Post-Fire Management and Restoration of Southern European Forests. Springer. Dordrecht. S. 93-119. doi:10.1007/978-94-007-2208-8_5*

Vieira, J.N. 2007. *Floresta Portuguesa – Imagens de tempos idos. Público/Fundação Luso-Americana para o Desenvolvimento/Liga para a Protecção da Natureza, Lisboa.*

Vilà, M., Basnou, C., Pyšek, P., Josefsson, M., Genovesi, P., Gollasch, S., Nentwig, W., Olenin, S., Roques, A. und Roy, D. 2009. *How well do we understand the impacts of alien species on ecosystem services? A pan-European, cross-taxa assessment. Frontiers in Ecology and Environment. 8: 135-144. doi:10.1890/080083*

Visser, V., Langdon, B., Pauchard, A. und Richardson, D.M. 2014. *Unlocking the potential of Google Earth as a tool in invasion science. Biological Invasions. 16: 513-534. doi:10.1007/s10530-013-0604-y*

von der Lippe, M., Bullock, J.M., Kowarik, I., Knopp, T. und Wichmann, M. 2013. *Human-mediated dispersal of seeds by the airflow of vehicles. PloS ONE. 8: e52733. doi:10.1371/journal.pone.0052733*

Abb. 82: Neu ausschlagender Eukalyptus nach einem Waldbrand in einem Kiefernwald (Foto: J. Silva).

5 Fallstudien zu eingeführten Baumarten

Im fünften Großkapitel werden Beispiele ausgewählter eingeführter Baumarten in Europa vorgestellt. Die unterschiedlichen Fallstudien konzentrieren sich auf die Ökologie, das Management und die ökonomische Relevanz bestimmter eingeführter Arten. Das Kapitel beschäftigt sich auch mit dem invasiven Verhalten bestimmter Arten in Europa bzw. in verschiedenen Ökosystemen.

5.1 Die Robinie: von globaler Ökologie zu lokalem Management – eine Fallstudie aus der Tschechischen Republik
Michaela Vítková, Jan Pergl und Jiří Sádlo

5.2 Die Douglasie im Freiburger Stadtwald: eine eingeführte Baumart vor dem Hintergrund multifunktionaler Managementziele
Nicole Schmalfuss und Lucie Vítková

5.3 Quantifizierung der Invasivität der Douglasie auf der Grundlage ihrer Naturverjüngung im Südwesten Deutschlands
Anja Bindewald und Hans-Gerhard Michiels

5.4 Herausforderungen und Chancen – die Sitka-Fichte in Irland
Pádraig O'Tuama, Paddy Purser, Faith Wilson und Áine Ní Dhubháin

5.5 Der Blaue Eukalyptus in Portugal – Chancen und Risiken einer weiträumig angepflanzten Art
Joaquim S. Silva und Margarida Tomé

5.6 Integration der Spätblühenden Traubenkirsche in das Waldmanagement in den Niederlanden und Belgien
Bart Nyssen, Jan den Ouden, Kris Verheyen und Margot Vanhellemont

5.7 Die Verbreitung des Götterbaums in der Schweiz
Jan Wunder, Simon Knüsel, Daniela Gurtner und Marco Conedera

5.8 Die Weymouthskiefer in der Tschechischen Republik
Pavel Bednář, Petr Vaněk und Lucie Vítková

5.9 Bewertung der Einflussfaktoren für eine Invasion in Waldökosysteme anhand von nationalen Waldinventuren (National Forest Inventories, NFI): Silber-Akazie und Schwarzholz-Akazie in Nordwestspanien
Laura Hernández, Isabel Cañellas und Ignacio Barbeito

5.10 Management invasiver Baumarten im Nationalpark Donau-Auen, Österreich
Verena Quadt, Gerald Oitzinger und Karoline Zsak

5.1 Die Robinie: von globaler Ökologie zu lokalem Management – eine Fallstudie aus der Tschechischen Republik

Michaela Vítková, Jan Pergl und Jiří Sádlo

Einführung und Einführungsgebiet

Die Gewöhnliche Robinie (*Robinia pseudoacacia* L., Abb. 83) ist eine stickstoffbindende Laubbaumart, die in offenen und hellen Habitaten wächst, noch immer häufig angepflanzt wird aber in vielen Ländern als invasiv gilt (Cierjacks et al. 2013). Ihr natürliches Verbreitungsgebiet ist der Südosten Nordamerikas, wo sie in zwei verschiedenen Gebieten vorkommt: eine östliche Population um das Appalachen-Gebirge, die von Pennsylvania im Norden bis nach Alabama und Georgia im Süden reicht, und eine westliche Population, die in Teilen von Missouri, Arkansas und Oklahoma vorkommt (Fowells 1965). Die Robinie wurde auf der ganzen Welt weiträumig angepflanzt und ist nun in den meisten europäischen Ländern (DAISIE, http://www.europe-aliens.org/) und in gemäßigten und subtropischen Teilen Asiens, Afrikas, Australiens und Südamerikas zu finden (z. B. Weber 2003, Dufour-Dror 2012). Auch im nördlichen Teil der USA, in Südkanada und in Nordmexiko gilt sie als naturalisiert (Huntley 1990). Obwohl das natürliche Verbreitungsgebiet der Robinie von einem feuchten Klima geprägt ist, wurde sie erfolgreich in verschiedene andere Klimazonen eingebracht, darunter das kalte ozeanische Patagonien, das subtropische Südafrika und die trockene kontinentale Türkei (z. B. Li et al. 2014).

Abb. 83: Die Gewöhnliche Robinie (*Robinia pseudoacacia*, Familie Fabaceae) zählt zu den ersten Baumarten, die von Nordamerika nach Europa eingeführt wurden (Foto: M. Vítková).

Die Robinie wurde in der ersten Hälfte des 17. Jahrhunderts in Europa als Zierpflanze in Gärten und Parks eingeführt (Ernyey 1927). Ihr ökonomisches Potenzial wurde erst im 18. Jahrhundert erkannt, und man begann, sie zu waldbaulichen Zwecken anzupflanzen (Keresztesi 1988), was zum sogenannten „Robinien-Wahn" führte. Am Ende des 19. Jahrhunderts und Anfang des 20. Jahrhunderts wurde sie in sandigen Gebieten und trockenen entwaldeten Habitaten, die zuvor als Viehweiden genutzt wurden, angepflanzt. Durch solche Entwicklungen veränderten sich das Aussehen und die Funktion vieler Gebiete, in denen sich die Robinie etablierte und dominant wurde.

Die Robinie, eine in Nordamerika heimische Baumart, ist in vielen gemäßigten und subtropischen Regionen weltweit eingebürgert. In der Tschechischen Republik bedeckt sie gegenwärtig 0,5 % der gesamten Waldfläche (14 087 ha).

Die Robinie kommt in vielen Teilen der Tschechischen Republik in Höhen bis 750 m vor. Sie ist auch häufig in Gebieten mit warmem Klima unterhalb von ca. 400 m anzutreffen (Abb. 84). Die Art ist überwiegend in steinigen Tälern in Mittelböhmen (Abb. 85) und im westlichen Mähren sowie in einigen sandigen Gebieten im tschechischen und mährischen Tiefland verbreitet. Die Robinie ist auch in städtischen und industriellen Gebieten, vor allem in den Bergbaufolgelandschaften, zu finden. Gemäß der Nationalen Waldinventur (National Forest Inventory (NFI)) der Tschechischen Republik (2014) bedecken Robinienbestände 14 087 ha (0,5 % der gesamten Waldfläche) und machen 0,43 % (54 790 m^3, von denen 93 % durch Naturverjüngung etabliert wurden) der jährlichen Holzproduktion aus. Die robiniendominierten Waldbestände wurden zwischen 1920 und 1940 entweder künstlich etabliert oder haben sich natürlich verjüngt.

Abb. 84: Verbreitung der Robinie in der Tschechischen Republik (grüne Polygone kennzeichnen großflächige Schutzgebiete). Die Karte wurde aus verschiedenen Quellen zusammengestellt, z. B. Czech National Phytosociological Database (Chytrý und Rafajová 2003) und Nature Conservancy Central Register (AOPK CR).

Die Robinie ist eine kontroverse Baumart, da sie bestimmte positive sozioökonomische, aber auch einige negative ökologische Auswirkungen hat. Jedoch kann ihr ökonomischer Nutzen nicht darüber hinwegtäuschen, dass sie zu den 100 problematischten Neobiota in Europa zählt.

Abb. 85: Viele Robinienbestände sind an steinigen Hängen in Flusstälern anzutreffen. Sie wurden zur Ausdehnung langsam wachsender Wälder oder zur Verbesserung weniger produktiver von Bodenerosion bedrohter Viehweiden eingesetzt (Foto: M. Vítková).

Artenstatus

Die Robinie ist in vielen europäischen Datenbanken zu invasiven Arten als hoch invasiv gelistet (DAISIE 2006, CABI 2016 und NOBANIS 2016), und gemäß DAISIE zählt sie zu den 100 schlimmsten Neobiota in Europa (DAISIE 2006). Darüber hinaus wurde sie von Richardson und Rejmánek (2011) in die Liste der 40 gefährlichsten bedecktsamigen Arten der Welt aufgenommen und z. B. in Norwegen (Gederaas et al. 2012) und in der Schweiz (Info Flora 2012) auf die nationale „Schwarze Liste“ gesetzt.

Obwohl die Robinie in der Tschechischen Republik gegenwärtig als invasiv eingestuft ist (Pyšek et al. 2012, Pergl et al. 2016a), ist sie aufgrund ihrer positiven sozioökonomischen Auswirkungen – z. B. Holz- und Biomasse-Produktion, Bienenzucht, Zierzwecke oder Bodenwiederherstellung und -stabilisierung (Rédei et al. 2008) – und ihrer negativen ökologischen Auswirkungen auf die heimische Vegetation (Vítková und Kolbek 2010) ein Beispiel für eine hoch kontroverse Art. Sie ist ein bedeutender Invasor mit negativen Folgen für

die heimische Vegetation. Daher sollte eine optimale Managementstrategie für die Robinie ihren räumlichen und ökologischen Kontext widerspiegeln. Der Managementansatz sollte stratifiziert ausgelegt sein und Folgendes berücksichtigen: (i) spezifische Standortbedingungen, (ii) Entscheidungen auf lokaler Ebene und (iii) vorhandene ökologische und kulturelle Werte.

Ökologische Aspekte

Im Allgemeinen üben Baumarten aufgrund ihrer Auswirkungen auf Lichtregime, Streuabbau und Wasserverfügbarkeit einen starken Einfluss auf die Umgebungsbedingungen an einem bestimmten Standort aus (Richardson und Rejmánek 2011). Die Robinie ist eine lichtbedürftige Pionierart, welche die von ihr besiedelten Habitate massiv und rasch verändern kann. An Standorten, an denen sie dominant wird, bewirkt sie eine Veränderung der Vegetation hin zu ruderalen und nitrophilen Arten. Da sie relativ kurzlebig ist und ihre Konkurrenzfähigkeit in späteren Sukzessionsphasen nachlässt, kommt sie in ausgewachsenen Mischwäldern meist nicht in großer Zahl vor. Obwohl die Robinie extrem unterschiedliche Bodeneigenschaften toleriert, bevorzugt sie gut belüftete und drainierte Böden, während sie auf verdichteten und häufig staunassen Böden nicht gut gedeiht (Vítková et al. 2015).

Die Robinie ist eine lichtbedürftige, stickstoffbindende Pionierbaumart, die unterschiedliche Bodeneigenschaften toleriert. Ihr Vorkommen in bestimmten Habitaten kann eine Veränderung der Vegetation hin zu ruderalen und nitrophilen Arten bewirken.

In Europa kommt die Robinie in den verschiedensten Habitaten vor, z. B. im Freiland sowie in Waldgebieten, ruderalen oder städtischen Habitaten, Industriebrachen, Wäldern und Plantagen zur Biomasse-Produktion. Die anfälligsten Habitate für die Invasion der Robinie sind offene, gestörte Flächen, z. B. durch Bergbau, trockenes Grün- und Buschland mit steinigen und sandigen Böden. Im mediterranen Europa werden jedoch häufig mesische Waldvegetationen oder sogar Auenwälder invadiert (Motta et al. 2009). In der Tschechischen Republik wird die Robinie in xerischen bis mesischen und halboffenen Habitaten, z. B. Ruderal- oder Strauchvegetation, sowie in trockenem Grünland und Wäldern mit Lichtabschirmung, z. B. in trockenen thermophilen oder azidophilen Eichenwäldern, Reliktkiefernwäldern, Ahornwäldern auf Geröllhalden oder gestörten Beständen aus Eichen-Hainbuchenwäldern (*Quercus petraea-Carpinus betulus*), als hoch invasiv angesehen.

Folgende Habitate sind gegenüber einer Invasion der Robinie im Allgemeinen resistent: (i) Gebiete mit schlecht belüfteten Böden (z. B. Gleyböden), (ii) intensiv bewirtschaftete Standorte, an denen die Vegetation dauerhaft gestört ist (z. B. niedergetretene Standorte, gemähte Wiesen oder Ackerflächen), (iii) dichte Wälder mit konkurrenzfähigen schattentoleranten Baumarten, z. B. Rotbuche (*Fagus sylvatica* L.) und (iv) Gebirge und subalpine Gebiete.

Die anfälligsten Habitate für die Invasion der Robinie sind trockenes Grün- und Buschland mit steinigen und sandigen Böden.

Es ist zu beachten, dass die Robinie, wenn sie zusammen mit anderen Arten gepflanzt wird, rasch die obere Schicht des Kronendachs erreicht. Andere Baumarten überleben zumeist in ihrer Gegenwart und kommen dann in einer Mischung mit der Robinie vor. Dies gilt sowohl für heimische Arten (z. B. Eichen (*Quercus* spp.), Ulmen (*Ulmus* spp.) und die Hainbuche (*Carpinus betulus* L.)) als auch für eingeführte Baumarten (z. B. den Eschenahorn (*Acer negundo* L.) und den Götterbaum (*Ailanthus altissima* (Miller) Swingle)). In robiniendominierten Altbeständen ist die Samenkeimung von lichtbedürftigen Arten (z. B. Eichen und Hänge-Birke (*Betula pendula* Roth)) und Arten, die intolerant gegenüber einem höheren Stickstoffgehalt sind (z. B. Buchen und Nadelbäume), nicht erfolgreich. Jedoch verjüngen sich schattentolerante Baumarten (z. B. Ahorn (*Acer* spp.), Eschen (*Fraxinus* spp.) und Ulmen) und – an steilen Abhängen – trockenheitstolerante Sträucher (z. B. Weißdorn (*Crataegus* spp.), Schlehdorn (*Prunus spinosa* L.) und Wildrosen (*Rosa* spp.)) und können dort die Robinie verdrängen (Vítková 2014).

Obwohl sich die Robinie hauptsächlich durch erneutes Ausschlagen aus Wurzel- oder Stammtrieben verjüngt, ist die Reproduktion aus Samen entscheidend für die Verbreitung über größere Entfernungen und die Besiedelung ferner Standorte. Die Robinie wird von Insekten bestäubt, wobei die Samenhülsen wasserundurchlässig sind , was zu einer geringen Keimungsrate, aber langen Lebensfähigkeit in der Samenbank führt (Roberts und Carpenter 1983). Die Robiniensämlinge sind lichtbedürftig, was bedeutet, dass ihre Sterblichkeit in Wäldern mit geschlossenem Kronendach oder in Habitaten mit dichter Bodenvegetation hoch ist. Die Robinie kann aufgrund ihres zusammenhängenden Wurzelsystems, das bis zu 1 m pro Jahr wachsen kann, klonale Bestände bilden (Kowarik 1996). Die Wurzeltriebe wachsen rascher und erreichen früher die Reproduktionsreife als die Sämlinge (Vítková und Kolbek 2010). Es ist unbedingt zu beachten, dass eine mechanische Beschädigung des Stamms oder Wurzelsystems zu einer Vermehrung der Ableger führt, was wiederum eine Zunahme der Stammdichte und die Bildung einer kompakten klonalen Kolonie, die mehrere Hundert Quadratmeter bedecken kann, zur Folge hat (Chang et al. 1998).

Laborversuche haben gezeigt, dass die Robinie ausgeprägte allelopathische Effekte bei mindestens zwei essbaren Feldfrüchten und zwei Unkräutern hervorruft (Nasir et al. 2005). Ihre Auswirkung auf die Keimung der Samenbank unter natürlichen Bedingungen wurde noch nicht untersucht. Die Veränderung der Vegetation hin zu ruderalen und nitrophilen Arten in Gegenwart der Robinie wird eher durch eine veränderte Verfügbarkeit der Bodennährstoffe als durch Allelopathie verursacht (Vítková und Kolbek 2010).

Die Robinie kann atmosphärischen Stickstoff durch symbiotische Rhizobium-Bakterien, die in ihren Wurzelknöllchen vorkommen, binden (Batzli et al. 1992). Da der Streufall der Robinie gering ist und der Streuabbau aufgrund des hohen Ligningehalts lange dauert (Castro-Díez et al. 2012, Vítková et al. 2015), stellt die Stickstoffbindung in Robinienbeständen den wesentlichen Eintragsfaktor im Stickstoffzyklus dar (Liu und Deng 1991). In Böden mit günstigem Feuchtigkeitsregime nimmt der Stickstoffgehalt im Boden zu, steigt die Nitrifikations- und Netto-Stickstoffmineralisierungsrate und sammeln sich die verfügbaren Mineralformen des Bodenstickstoffs tendenziell im A-Horizont an (Van Miegroet und Cole 1984, Montagnini et al. 1991). Durch solche Veränderungen des Bodenstickstoffs wird die Ausbreitung von nitrophilen Pflanzen, z. B. Großer Brennnessel (*Urtica dioica* L.), Kletten-Labkraut (*Galium aparine* L.), Schöllkraut (*Chelidonium majus* L.), Wiesen-Kerbel (*Anthriscus sylvestris* (L.) Hoffm.), Knoblauchsrauke (*Alliaria petiolate* (M.Bieb.) Cavara & Grande) und Schwarzem Holunder (*Sambucus nigra* L.) in der Kraut- und Strauchschicht gefördert (Vítková und Kolbek 2010, Abb. 86). In trockeneren Habitaten wird die Bodenvegetation tendenziell von mehrjährigen Grasarten dominiert, wie z. B. Gewöhnlichem

Glatthafer (*Arrhenatherum elatius* (L.) P.Beauv. ex J.Presl & C.Presl.), Taube Trespe (*Bromus sterilis* L.), Land-Reitgras (*Calamagrostis epigejos* (L.) Roth), während nitrophile Pflanzen an geeigneten Mikrostandorten mit Ablagerung organischen Materials vorkommen. An Standorten, an denen sich die Robinie etabliert hat, wurde überwiegend die heimische und artenreiche Vegetation verdrängt, darunter Eichen- oder Hainbuchenwälder und trockenes oder mesophiles Grünland. Sowohl Grünland als auch einige Waldgemeinschaften weisen reliktartige Ursprünge auf, die allerdings seit dem Klimaoptimum des Holozäns durch menschliche Bewirtschaftung erhalten, verändert und verbreitet wurden (Pokorný et al. 2015).

Abb. 86: Die Bodenvegetation in Robinienbeständen wird überwiegend von Nitrophyten, z. B. Großer Brennnessel (*Urtica dioica* L.), Kletten-Labkraut (*Galium aparine* L.) und Schwarzem Holunder (*Sambucus nigra* L.), dominiert, im Besonderen an mesischen Standorten mit tieferen Böden auf alkalischem Untergrund vor (Foto: M. Vítková).

Die Robinie verbreitet sich überwiegend vegetativ über Wurzel- und Stockausschlag. Sie kommt nur selten in dichten Wäldern vor und ist gewöhnlich ein Relikt früherer Störungen, wie z. B. Waldrodungen oder Brände.

In Robinienbeständen ist der Lichteinfall auf den Waldboden in der Regel während der gesamten Vegetationsperiode ausreichend, da das Blattwerk nach relativ kurzem Zeitraum abgeworfen wird, d. h. die Blätter sprießen im Frühjahr (Mai) und beginnen relativ früh, gewöhnlich während der sommerlichen Trockenperioden (August), abzufallen. Die großen Lichtmengen, die den Waldboden erreichen, ermöglichen das Überleben lokaler lichtbedürftiger Arten in der Krautschicht oder dichten Strauchschicht.

Stickstoffbindung stellt in Robinienbeständen den wesentlichen Eintragsfaktor im Stickstoffzyklus dar. In mesischen Habitaten sammeln sich die verfügbaren Mineralformen des Bodenstickstoffs im A-Horizont an. Die Kraut- und Strauchschicht wird von nitrophilen Pflanzen dominiert.

Obwohl die Robinie, wenn sie dominant wird, negative und irreversible ökologische Auswirkungen hat, ist zu beachten, dass sie auch durchaus positive Aspekte im Sinne der Biodiversität haben kann. Sie bietet Lebensraum für einige gefährdete Pflanzenarten, wie etwa seltene Ruderalpflanzen, z. B. Hunds-Kerbel (*Anthriscus caucalis* M. Bieb.), Geophyten aus den Gattungen *Gagea*, *Muscari* und *Allium*, saprophytische Pilze (z. B. *Crepidotus luteolus* Lambotte Sacc., *Geastrum rufescens* Pers., *Lepiota griseovirens* Maire) oder Wirbellose (hauptsächlich saprophage Käfer, z. B. *Anommatus reitteri* Ganglbauer) (Vítková und Kolbek 2010, Ślusarczyk 2012, Stejskal und Vávra 2013). In artenarmen Landschaften, die von der landwirtschaftlichen Produktion dominiert werden, erhalten Robinienbestände die Biodiversität und spielen eine bedeutende Rolle als Migrationskorridore für waldgebundene Arten. Der dichte Unterwuchs von Sträuchern und die komplexe Kronendachstruktur stellen Nistmöglichkeiten und eine gute Nahrungsquelle für viele Vogelarten bereit. Darüber hinaus haben Hanzelka und Reif (2015a) in Robinienbeständen eine größere Vogelpopulation beobachtet als in Beständen aus heimischer Eiche. Jedoch wurde auch berichtet, dass in Eichenwäldern Habitatspezialisten gegenüber Habitatgeneralisten dominierten (Hanzelka und Reif 2015b). Buchholz et al. (2015) haben gezeigt, dass in brachliegenden städtischen Gebieten die Vielfalt oder die Anzahl gefährdeter Arten und die Vielfalt der Laufkäfer und Spinnen durch die Invasion der Robinie nicht zurückging.

Die Robinie trägt zur Erhaltung der Biodiversität in Agrarlandschaften und städtischen Umgebungen bei, wo sie Lebensraum für seltene und gefährdete Arten sowie Nistmöglichkeiten und Nahrungsquelle für Vögel bietet.

Ökonomische Aspekte

Die Robinie ist in verschiedenen Ländern eine ökonomisch wichtige Art. Ihr schnellwüchsiges, insekten- und pilzresistentes Holz von langlebiger Qualität dient allgemein als Rohstoffquelle (Keresztesi 1988). Wegen ihres exotischen Aussehens, des Fehlens ernstzunehmender natürlicher Feinde im invadierten Gebiet, des raschen Wachstums und der hohen Nektarproduktion wird sie häufig nicht nur zur Holzproduktion angepflanzt, sondern auch zur Brennholz- oder Honigproduktion, Erosionsbekämpfung, Verbesserung und Rekultivierung gestörter Standorte sowie als Tierfutter und als Zierbaum (Göhre 1952, Cierjacks et al. 2013). Bis heute wird sie wegen ihrer hohen Toleranz gegenüber Luftverschmutzung, Salinität und trockenen oder unfruchtbaren Böden häufig in Städten angepflanzt (Hillier und Lancaster 2014). Die Robinie wird in Ungarn, Deutschland, Griechenland, Italien, Polen, der Slowakei, Österreich, China und den USA zur Biomasse-Produktion in Kurzumtriebs-Energieplantagen gepflanzt (Rédei et al. 2010, Straker et al. 2015).

Die wirtschaftliche Nutzung der Robinie unterliegt in Europa unterschiedlichen Schwerpunkten.

In einigen Ländern (z. B. Ungarn, Deutschland, Polen) liegt die Betonung stärker auf dem wirtschaftlichen Nutzen wie der Holz-, Biomasse- und Honigproduktion, während in anderen Ländern (z. B. Tschechische Republik, Schweiz, Großbritannien) das Interesse am Naturschutz überwiegt, was zu Beschränkungen bei der Anpflanzung der Robinie, außer in Gärten und städtischen Gebieten, geführt hat.

In der Tschechischen Republik wurde die Robinie hauptsächlich zu Schutzzwecken angepflanzt, z. B. zur Bodenstabilisierung und Wiederaufforstung von kahlen, sandigen oder steinigen Gebieten, als Waldbrandriegel entlang von Bahnlinien (Abb. 85) oder zur Rekultivierung von Bergbaufolgelandschaften. Heutzutage wird die Robinie wegen ihrer negativen Auswirkungen nur in Gärten und städtischer Umgebung angepflanzt, neue Plantagen werden nicht mehr angelegt. Das Management der vorhandenen robiniendominierten Bestände zielt häufig darauf ab, die Robinie durch andere Vegetationsarten zu ersetzen, was insbesondere für Schutzgebiete gilt.

Management der Robinie

Der optimale Ansatz scheint bei Robinienbeständen in einem stratifizierten Management zu bestehen, wobei sie in ausgewählten Gebieten toleriert und aus natürlich wertvollen Habitaten strikt beseitigt wird.

Da diese Baumart zu Konflikten zwischen den verschiedenen Interessengruppen (Naturschutz, Forstwirtschaft, Stadt- und Landschaftsplanung, Öffentlichkeit usw.) führt, sollten integrierte Aktionspläne für das Management der vorhandenen Robinienpopulationen entwickelt werden, wobei Wirtschafts- und Biodiversitätsaspekte berücksichtigt werden sollten (Pergl et al. 2016a,b). Daher werden standortspezifische Ansätze, bei denen die Robinie in ausgewählten Gebieten toleriert und aus anderen, insbesondere naturschutzfachlich wertvollen Habitaten, beseitigt wird, als optimale Option betrachtet. Verschiedene praktische Szenarios zeigen einige der Managementansätze, die in robiniendominierten Gebieten angewendet werden:

Aufgegebene Plantagen. Alte Robinienbestände und verstreute Einzelbäume in anderen Beständen werden während der Sukzession auf natürliche Weise durch konkurrenzfähigere Bäume ersetzt, auch wenn dies lange dauern kann. Die Robinie wird durch mehr als 70 Jahre alte schattentolerante Bäume aus den Beständen verdrängt. Sukzession ohne Management ist nur dann eine Option, wenn zwei Bedingungen erfüllt sind: (i) Im Unterholz oder in der unmittelbaren Nachbarschaft sind bereits konkurrenzfähige schattentolerante Bäume – z. B. Gemeine Esche (*Fraxinus excelsior* L.), Bergahorn (*Acer pseudoplatanus* L.), Spitzahorn (*A. platanoides* L.), Feldahorn (*A. campestre* L.) – bzw. an trockenen Standorten hohe Sträucher (z. B. Weißdorn (*Crataegus monogyna* Jacq.))

vorhanden; und (ii) um das Risiko für die Biodiversität und die menschliche Infrastruktur zu eliminieren, sollten keine Gebiete mit hohem Schutzwert, Verkehrskorridore oder bebaute Standorte in der Nähe liegen. Störungen wie das Fällen abgebrochener oder toter Bäume sind unbedingt zu vermeiden, da sich der Robinienbestand dann verjüngt.

Plantagen mit regelmäßigem Waldmanagement. Robinienplantagen sind tolerierbar, jedoch sollte ihre Ausbreitung beschränkt werden. Ein solcher Ansatz kann in Agrarlandschaften angewendet werden, in denen die vegetative Verbreitung und das Überleben der Sämlinge durch eine regelmäßige Bewirtschaftung (z. B. Pflügen oder Mähen) verhindert wird. Wo Robinienbestände mit Brachland, Grünland oder halbnatürlichen Habitaten mit Erhaltung der lokalen Biodiversität, z. B. an steinigen Abhängen, in Kontakt stehen, sollten die Jungpflanzen der Robinie regelmäßig beseitigt werden.

Intensive Kurzumtriebs-Energieplantagen mit Niederwaldwirtschaft (z. B. in Ungarn häufig anzutreffen) stellen einen Spezialfall von Forstplantagen dar. Charakteristisch für solche Flächen ist das intensive Wachstum der Unterholztriebe. Nach der Aufgabe solcher Plantagen geht deren Umwandlung in heimische Vegetation nur langsam vonstatten (Vasilopoulos et al. 2007, Radtke et al. 2013).

Standorte in gefährdeten Gebieten. In Schutzgebieten und Standorten, die anfällig für eine Invasion der Robinie sind, z. B. offene thermophile Wälder und Wiesen, empfiehlt sich eine Beseitigung der Robinie. Dabei sollte der Fokus auf Robinienpopulationen in unmittelbarer Nähe von gefährdeten Standorten liegen. Die rasche Beseitigung stellt einen extremen Ansatz dar und muss durch Erfordernisse des Naturschutzes sowie durch Bedrohungen für die Infrastruktur begründet werden, da er mit hohen finanziellen Kosten und Umweltrisiken (Bodenerosion, Einsatz von Herbiziden und hohe Verjüngungsfähigkeit der Robinie) verbunden ist. Obwohl es keine allgemein akzeptierte und effiziente Beseitigungsmethode gibt, wird eine Kombination aus mechanischer und chemischer Vorgehensweise als effizienteste Lösung empfohlen (Details dazu im Exkurs 23). Alle Robinienbäume müssen gemeinsam entfernt werden, da Klone über Wurzeln miteinander verbunden sind und einzelne überlebende Stämme sich schnell regenerieren können. Im Anschluss daran muss das Nachwachsen der Wurzel- und Stocktriebe sowie der Samenbank über einen Zeitraum von mindestens 3–5 Jahren gezielt unterbunden werden. Wenn die Naturverjüngung gering ist oder völlig fehlt, muss mit künstlichen Methoden eine angemessene Verjüngung der angestrebten Ersatzarten sichergestellt werden. In der Regel wird hiermit erst im dritten Jahr nach dem Fällen der Robinie begonnen. Der Einsatz schattentoleranter Arten, falls möglich, ist hier die beste Option.

Semispontane Bestände in Stadt- oder Bergbaugebieten. Diese Kategorie umfasst heterogene Bestände, die durch Anpflanzung oder spontane Verjüngung entstanden sind, und sich in Struktur (geschlossene Wälder vs. halboffene Bestände) und Zusammensetzung (Anteil an heimischen und eingeführten Arten) voneinander unterscheiden. Für ein angemessenes Management muss bei solchen Beständen der lokale Kontext in Betracht gezogen werden. Wenn Standorte mit hohem Schutzwert von einer Invasion der Robinie bedroht sind, sollte sie lokal beseitigt werden.

Einzelbäume der Robinie. Einzelbäume oder Baumalleen entlang von Straßen wurden häufig an Gedenkstätten, z. B. in der Nähe von Kapellen oder Kreuzen am Straßenrand, angepflanzt. Gewöhnlich besteht kein Grund, diese Bäume zu entfernen, insbesondere in Städten oder wenn ein angemessenes Management angrenzender Standorte gewährleistet ist.

Gesellschaftliche Aspekte

Das Management der Robinie wird von den verschiedenen Gruppen – Wissenschaftler, Landmanager und politische Entscheidungsträger – in Europa völlig unterschiedlich gesehen, da sie die Auswirkungen jeweils anders wahrnehmen. In einigen europäischen Ländern (z. B. Ungarn, Slowakei und Deutschland) wird die Robinie hauptsächlich nutzenorientiert betrachtet und nur aus besonders wertvollen Habitaten entfernt, während sie in anderen Ländern auf der lokalen Liste der gefährlichen invasiven gebietsfremden Arten steht und ihre Einführung und Anpflanzung verboten ist (z. B. Spanien und Großbritannien). Diese Unterschiede in der Haltung gegenüber der Robinie haben dazu geführt, dass die Art auf der schwarzen Liste der invasiven gebietsfremden Arten von unionsweiter Bedeutung nicht zu finden ist (weitere Informationen hierzu in Kapitel 3.2).

In der Tschechischen Republik ist die Robinie ein beliebter Baum, da sie Teil des kulturellen und historischen Erbes ist. Sie wird in Liedtexten, Gedichten und Rezepten erwähnt. Die Möglichkeit einer weitgehenden Beseitigung sorgt somit für Unruhe unter Imkern und anderen Beteiligten, die von den Vorteilen der Robinie profitieren. Der Bedeutung der Robinie im Hinblick auf die Schaffung von Arbeitsplätzen in der Forstwirtschaft, die Unterstützung der Honigproduktion oder die Bereitstellung positiver Landschaftsgestaltungswerte muss Rechnung getragen werden, wobei allerdings der erforderliche Naturschutz in Gebieten mit hohem Schutzwert nicht missachtet werden darf.

Da die Robinie in vielen europäischen Ländern Teil des kulturellen und historischen Erbes ist, wird eine weitgehende Beseitigung nicht als empfohlener Managementansatz angesehen.

Obwohl in vielen europäischen Ländern Uneinigkeit über das Management der Robinie herrscht, wird eine weitgehende Beseitigung nicht als geeignete Maßnahme betrachtet. Vielmehr scheint eine integrierte, standortspezifische Managementstrategie ein angemessener Ansatz zu sein. Die gegenwärtige ambivalente öffentliche Meinung zur Robinie sowie zu ihrem Management ist das Ergebnis von unterschiedlichen Erfahrungen mit dieser Baumart. Dabei steht der Begeisterung über ihren Einsatz in der Forstwirtschaft und zu anderen Zwecken die Ablehnung dieser Baumart aufgrund ihrer negativen Auswirkungen auf die Biodiversität oder ihrer potenziellen Bedrohung als Vektor für Schädlinge, z. B. die Große Obstbaumschildlaus (*Parthenolecanium corni* Bouché, Kolbek et al. 2004), gegenübersteht.

Schlussfolgerung

Trotz ihrer verschiedenen ökonomischen Nutzeffekte ist die Robinie eine invasive Art mit möglichen schwerwiegenden Auswirkungen auf den Naturschutz. Die Merkmale, die für eine Kultivierung sprechen, wie beispielsweise Holzqualität, Vitalität, außergewöhnliche Triebfähigkeit, rasches Wachstum, hohe Samenproduktion oder Stickstoffbindung, erschweren ihre Beseitigung in Gebieten mit hohem Schutzwert. Die Interessengruppen sind in ihrer Haltung zur Robinie gespalten, wobei die Wahrnehmung regional variiert. Da sich die einzelnen Bestände in ihrem ökonomischen Wert und Umweltnutzen oder -risiko unterscheiden, scheint der standortspezifische Managementansatz, der auf die Mehrheit der eingeführten Baumarten und somit auch auf die Robinie anwendbar ist, am besten geeignet zu sein (Pergl et al. 2016a, b).

Abb. 87: Stock- und Wurzeltriebe, die nach Ringelung ohne Einsatz von Herbiziden auftreten (Foto: M. Vítková).

Die Robinie ist eine Baumart, deren ökologische Auswirkungen mit denjenigen des Knöterichs (*Fallopia* spp., nähere Informationen hierzu vgl. Kapitel 3.8) oder des Riesen-Bärenklaus (*Heracleum mantegazzianum* Sommier & Levier) (Hejda et al. 2016b) vergleichbar sind, und deren Management daher sorgfältig geplant werden muss (Pergl et al. 2016b). Ein standortspezifischer Managementansatz dürfte für die Robinie besser geeignet sein als Programme zur weitgehenden Beseitigung, die für andere Arten in Betracht kommen könnten. Diese Baumart ist seit vielen Jahrzehnten Teil der Umwelt in Europa, sodass eine völlige Beseitigung höchst unwahrscheinlich ist. Darüber hinaus wird durch das Vorkommen der Robinie in intensiv bewirtschafteten Agrargebieten, in denen das Risiko einer weiteren Verbreitung dieser Art eher gering ist, die Vielfalt in der Landschaftsmatrix erhöht und schützender Lebensraum für viele Organismen bereitgestellt. Die Koexistenz von Robinie, Mensch und Natur kann daher in einigen Gebieten zu einem nachhaltigen und über viele Jahrhunderte hinweg bestehenden System führen.

Exkurs 23: Bekämpfung der Robinie

Zur raschen Beseitigung der Robinie an einem Standort stellt das Fällen (mit hohem oder niedrigem Stumpf) unmittelbar gefolgt vom Einsatz von Herbiziden die beste Methode dar. Um Einzelbäume zu entfernen oder das Kronendach schrittweise zu öffnen, wäre u. U. das allmähliche Vernichten des Hauptstamms über einen Zeitraum von mehreren Jahren vorzuziehen. Eine gängige Methode ist die Ringelung, d. h. die ringförmige Entfernung der Außenrinde (bis zum Phloem) über den gesamten Stammumfang. Da durch diese Methode die Bildung von Trieben am Stamm unterhalb des Rings nicht verhindert wird (Abb. 87), empfehlen Böcker und Dirk (2008) eine unvollständige Ringelung. Im ersten Jahr wird ein ca. 5 cm breiter Streifen an 9/10 des Stammumfangs entfernt. Dieser Streifen sollte vorzugsweise während der Wintersaison möglichst bis in das Xylem ausgeschnitten werden. Im zweiten Jahr wird der Streifen vollständig herausgeschnitten. Nachdem der Baum vollständig vertrocknet ist

(gewöhnlich im dritten Jahr), kann er gefällt werden. Eine effiziente Methode basiert auf einer Kombination aus Fällen oder Ringelung, Einsatz von Herbiziden, Entfernung der Wurzel- und Stocktriebe durch Spritzen der Blätter mit verdünntem Herbizid und langfristige Beweidung durch Ziegen, um ein erneutes Ausschlagen zu unterbinden. Der optimale Zeitraum für den Einsatz von Herbiziden ist das Ende der Vegetationsperiode (zweite Hälfte August und September), wenn die Assimilate zu den Wurzeln verlagert werden (Vítková 2014).

Literaturverzeichnis

Batzli, J.M., Graves, W.R. und Berkum, P. 1992. *Diversity among Rhizobia effective with Robinia pseudoacacia. Applied Environmental Microbiology. 58(7): 2137–2143.*

Böcker, R. und Dirk, M. 2007. *Ringelversuch bei Robinia pseudoacacia L. – erste Ergebnisse und Ausblick. Ber. Inst. Landschafts-Pflanzenökologie Univ. Hohenheim. Band14/15/16: 127–142.*

Buchholz, S., Tietze, H., Kowarik, I. und Schirmel, J. 2015. *Effects of a Major Tree Invader on Urban Woodland Arthropods. PloS one. 10(9): e0137723. doi:10.1371/journal.pone.0137723*

CABI, 2016. *Robinia pseudoacacia. In: Invasive Species Compendium. Wallingford, UK: CAB International. http://www.cabi.org/isc [Zugriff im Juli 2016].*

Castro-Díez, P., Fierro-Brunnenmeister, N., González-Muñoz, N. und Gallardo, A. 2012. *Effects of exotic and native tree leaf litter on soil properties of two contrasting sites in the Iberian Peninsula. Plant and Soil. 350: 179–191. doi:10.1007/s11104-011-0893-9*

Chang, C.S., Bongarten, B. und Hamrick, J. 1998. *Genetic structure of natural populations of black locust (Robinia pseudoacacia L.) at Coweeta, North Carolina. Journal of Plant Research. 111: 17–24. doi:10.1007/BF02507146*

Chytrý, M., Rafajová, M. 2003. *Czech National Phytosociological Database: basic statistics of the available vegetation -plot data. Preslia, 75/1: 1–15.*

Cierjacks, A., Kowarik, I., Joshi, J., Hempel, S., Ristow, M., von der Lippe, M. und Weber, E. 2013. *Biological flora of the British Isles: Robinia pseudoacacia. Journal of Ecology. 101(6): 1623–1640. doi:10.1111/1365-2745.12162*

DAISIE, 2006. *Robinia pseudoacacia. DAISIE European Invasive Alien Species Gateway. http://www.europe-aliens.org/speciesFactsheet.do?speciesId=11942 [Zugriff im Juli 2016].*

Dufour-Dror, J.M. 2012. *Alien Invasive Plants in Israel. Middle East Nature Conservation Promotion Association, Jerusalem, Israel.*

Ernyey, J. 1927. *Die Wanderwege de Robinie und ihre Ansiedlung in Ungarn. Magy. Botan. Lapok. 25: 161–191.*

Fowells, H.A. 1965. *Black locust (Robinia pseudoacacia L.). Silvics of forest trees of the United States, 271. US Department of Agriculture, Agriculture Handbook. S. 642–648.*

Gederaas, L., Loennechen Moen, T., Skjelseth, S. und Larsen, L.K. 2012. *Alien species in Norway-with the Norwegian Black List 2012. Norwegian Biodiversity Information Centre (NBIC). 212 S.*

Göhre, K. 1952. *Die Robinie und ihr Holz. Deutscher Bauernverlag, Berlin. 344 S.*

Hanzelka, J. und Reif, J. 2015a. *Relative predation rate of artificial nests in the invasive black locust and semi-natural oak stands. Sylvia. 51: 63–73.*

Hanzelka, J. und Reif, J. 2015b. *Responses to the black locust (Robinia pseudoacacia) invasion differ between habitat specialists and generalists in central European forest birds. Journal of Ornithology. 156(4): 1015–1024. doi:10.1007/s10336-015-1231-4*

Hejda, M., Pyšek, P. und Jarošík, V. 2009. *Impact of invasive plants on the species richness, diversity and composition of invaded communities. Journal of Ecology. 97(3): 393–403. doi:10.1111/j.1365-2745.2009.01480.x*

Hillier, J.G. und Lancaster, R. 2014. *The Hillier Manual of Trees and Shrubs. Royal Horticultural Society, London. 568 S.*

Huntley, J.C. 1990. *Robinia pseudoacacia L., black locust. In: Burns, R.M. und Honkala, B.H. (Hrsg.). Silvic of North America. Forest service. S. 755–761.*

Info Flora 2012. *Robinia pseudoacacia L. Das nationale Daten- und Informationszentrum der Schweizer Flora. https://www.infoflora.ch/de/flora/1135-robinia-pseudoacacia.html [Zugriff im Juli 2016]*

Keresztesi, B. 1988. *The Black Locust. Akadémiai Kiadó, Budapest. 196 S.*

Kolbek, J., Vítková, M. und Větvička, V. 2004. *From history of Central European Robinia growths and its communities. Zprávy České Botanické Společnosti. 39: 287–298.*

Kowarik, I. 1996. *Funktionen klonalen Wachstums von Bäumen bei der Brachflächen-Sukzession unter besonderer Beachtung von Robinia pseudoacacia. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie. 26:173–181.*

Li, G., Xu, G., Guo, K. und Du, S. 2014. *Mapping the Global Potential Geographical Distribution of Black Locust (Robinia Pseudoacacia L.) Using Herbarium Data and a Maximum Entropy Model. Forests. 5: 2773–2792. doi:10.3390/f5112773*

Liu, G.F. und Deng, T.X. 1991. *Mathematical Model of the Relationship between Nitrogen-Fixation by Black Locust and Soil Conditions. Soil Biology and Biochemistry. 23/1: 1–7. doi:10.1016/0038-0717(91)90155-D*

Montagnini, F., Haines, B. und Swank, W.T. 1991. *Soil-Solution Chemistry in Black Locust, Pine Mixed-Hardwoods and Oak Hickory Forest Stands in the Southern Appalachians, USA. Forest Ecology and Management. 40: 199–208. doi:10.1016/0378-1127(91)90039-X*

Motta, R., Nola, P. und Berretti, R. 2009. *The rise and fall of the black locust (Robinia pseudoacacia L.) in the "Siro Negri" Forest Reserve (Lombardy, Italy): lessons learned and future uncertainties. Annals of Forest Science. 66(4): 1–10. doi:10.1051/forest/2009012*

Nasir, H., Iqbal, Z., Hiradate, S. und Fujii. Y. 2005. *Allelopathic potential of Robinia pseudo-acacia L. Journal of Chemical Ecology. 31(9): 2179–2192. doi:10.1007/s10886-005-6084-5*

NOBANIS. 2016. *Robinia pseudoacacia. European Network on Invasive Alien Species. Available from http://www.NOBANIS.org [Zugriff im Juli 2016].*

Pergl, J., Sádlo, J., Petrusek, A., Laštůvka, Z., Musil, J., Perglová, I., Šanda, R., Šefrová, H., Šíma, J., Vohralík, V. und Pyšek, P. 2016a. *Black, Grey and Watch Lists of alien species in the Czech Republic based on environmental impacts and management strategy. NeoBiota. 28: 1–37. doi:10.3897/neobiota.28.4824*

Pergl, J., Perglová, I., Vítková, M., Pocová L., Janata, T. und Šíma, J. 2016b. *Management of selected alien plant species. AOPK ČR.*

Pokorný, P., Chytrý, M., Juřičková, L., Sádlo, J., Novák, J. und Ložek, V. 2015. *Mid-Holocene bottleneck for central European dry grasslands: Did steppe survive the forest optimum in northern Bohemia, Czech Republic? The Holocene. 25(4), 716–726. doi:10.1177/0959683614566218*

Pyšek, P., Danihelka, J., Sádlo, J., Chrtek, J. Jr., Chytrý, M., Jarošík, V., Kaplan, Z., Krahulec, F., Moravcová, L., Pergl, J., Štajerová, K. und Tichý, L. 2012. *Catalogue of alien plants of the Czech Republic (2nd edition): checklist update, taxonomic diversity and invasion patterns. Preslia. 84: 155–255.*

Radtke, A., Ambraß, S., Zerbe, S., Tonon, G., Fontana, V. und Ammer, C. 2013. *Traditional coppice forest management drives the invasion of Ailanthus altissima and Robinia pseudoacacia into deciduous forests. Forest Ecology and Management. 291: 308–317. doi:10.1016/j.foreco.2012.11.022*

Rédei, K., Osváth-Bujtás, Z. und Veperdi, I. 2008. *Black Locust (Robinia pseudoacacia L.) Improvement in Hungary: a review. Acta Silvatica et Lignaria Hungarica. 4: 127–132.*

Rédei, K., Veperdi, I., Tomé, M. und Soares, P. 2010. *Black locust (Robinia pseudoacacia L.) short-rotation energy crops in Hungary: a review. Silva Lusitana. 18(2): 217–223.*

Richardson, D.M. und Rejmánek, M. 2011. *Trees and shrubs as invasive alien species–a global review. Diversity and Distributions. 17(5): 788–809. doi:10.1111/j.1472-4642.2011.00782.x*

Roberts, D.R. und Carpenter, S.B. 1983. *The influence of seed scarification and site preparation on establishment of black locust on surface-mined sites. Tree Planters' Notes. 34: 28-30.*

Ślusarczyk, T. 2012. *Robinia forests as a refuge for rare and threatened macrofungi. Przegląd Przyrodniczy. 23(2): 11–41.*

Stejskal, R. und Vávra, J.Ch. 2013. *Interesting records of beetles (Coleoptera) in Znojmo city park. Thayensia. 10: 39–52*

Straker, K.C., Quinn, L.D., Voigt, T.B., Lee, D.K. and Kling, G.J., 2015. *Black Locust as a Bioenergy Feedstock: a Review. BioEnergy Research. 8: 1117–1135. doi:10.1007/s12155-015-9597-y*

Van Miegroet, H. und Cole, D. W. 1984. *The impact of nitrification on soil acidification and cation leaching in a red alder ecosystem. Journal of Environmental Quality. 13: 586–590.*

Vasilopoulos, G., Tsiripidis, I. und Karagiannakidou, V. 2007. *Do abandoned tree plantations resemble natural riparian forests? A case study from northeast Greece. Botanica Helvetica. 117(2): 125–142. doi:10.1007/s00035-007-0796-9*

Vítková, M. 2014. *Management of black locust stands. Životné prostredie. 48(2): 81–87.*

Vítková, M. und Kolbek, J. 2010. *Vegetation classification and synecology of Bohemian Robinia pseudacacia stands in a Central European context. Phytocoenologia. 40/2-3:205–241. doi:10.1127/0340-269X/2010/0040-0425*

Vítková, M., Tonika, J. und Müllerová, J. 2015. *Black locust-successful invader of a wide range of soil conditions. Science of the Total Environment. 505: 315–328. doi:10.1016/j.scitotenv.2014.09.104*

Weber, E. 2003. *Invasive plant species of the world: a reference guide to environmental weeds. CABI Publishing, Oxon. 548 S.*

5.2 Die Douglasie im Freiburger Stadtwald: eine eingeführte Baumart vor dem Hintergrund multifunktionaler Managementziele

Nicole Schmalfuss und Lucie Vítková

Der Freiburger Stadtwald mit einer Waldfläche von 5129 ha liegt im südwestlichen Teil Deutschlands im Bundesland Baden-Württemberg (Abb. 88). Der Stadtwald dient den 220 000 Einwohnern Freiburgs und den umliegenden Gemeinden als Naherholungsgebiet. Der multifunktionale Managementansatz hat sich für den Stadtwald als erfolgreich erwiesen und erfüllt vielfältige Ziele entsprechend der Zertifizierung durch den Forest Stewardship Council (FSC).

Zur Verwaltung des Freiburger Stadtwalds wurde 1835 das Städtische Forstamt eingerichtet, das seine Arbeit seit mehr als 180 Jahren ungeachtet zahlreicher Reformen der Forstverwaltung Baden-Württembergs fortsetzt. Die Stadtwaldbewirtschaftung berücksichtigt dabei die vielfältigen Anforderungen des Gemeinderats der Stadt Freiburg sowie der Bürger der Stadt an ihren Wald. Die gegenwärtigen Managementziele sind auf die Erhaltung und Verbesserung der ökologischen und sozialen Funktionen des Stadtwalds und der Erzielung von Einnahmen ausgerichtet.

Abb. 88: Karte des Freiburger Stadtwalds, die den Anteil der Douglasie in den gemischten Bergwaldbeständen ausweist. Der Freiburger Mooswald ist nicht berücksichtigt, da die Douglasie dort nicht vorkommt.

Der Freiburger Stadtwald ist ein Beispiel für ein erfolgreiches multifunktionales Waldmanagement, wobei die Ziele der Erhaltung der ökologischen und sozialen Funktionen des Stadtwalds und der Erzielung von Einnahmen gleichrangig berücksichtigt werden.

Der Stadtwald umgibt Freiburg und liegt in den beiden unterschiedlichen klimatischen und geografischen Gebieten Oberrheinebene und Schwarzwald auf einer Höhe zwischen 200 und 1284 Metern über dem Meeresspiegel. Die Lage spiegelt auch die unterschiedlichen Waldtypen des Stadtwalds wider: Unter 400 m ü. M. sind Tieflandauenwälder anzutreffen, oberhalb dieser Höhe beginnt bereits der Bergwald.

Der Tieflandwald (Freiburger Mooswald) macht rund 40 % der Stadtwaldfläche aus und wird von Eiche (*Quercus* spp.), Hainbuche (*Carpinus betulus* L.), Esche (*Fraxinus excelsior* L.) und Bergahorn (*Acer pseudoplatanus* L.) dominiert. Im Mooswald liegt die durchschnittliche Jahrestemperatur bei 10,4 °C, der durchschnittliche jährliche Niederschlag beträgt 880 mm.

Der Bergwald bedeckt 60 % des Stadtwalds und setzt sich überwiegend aus Rotbuche (*Fagus sylvatica* L.), Gemeiner Fichte (*Picea abies* (L.) H. Karst.), Weißtanne (*Abies alba* Mill.) und Douglasie (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) zusammen (Abb. 89). Im Bergwald beträgt die durchschnittliche Jahrestemperatur 9,4 °C in den niederen Höhenlagen (400 m ü. M.) und 5,1 °C in den höhergelegenen Teilen (1250 m ü. M.). Der durchschnittliche Jahresniederschlag liegt zwischen 950 mm und 1800 mm und ist ebenfalls abhängig von der Höhenlage.

Abb. 89: Bestand aus Douglasie und Rotbuche, der für die mittleren Höhenlagen des Freiburger Stadtwalds repräsentativ ist (Foto: L. Vítková).

Die Fläche des Stadtwalds ist zwar überwiegend von heimischen Baumarten bedeckt, trotzdem spielt die aus Nordamerika stammende Douglasie eine tragende Rolle. Die Douglasie wurde 1896 erstmals im Freiburger Stadtwald angepflanzt und hat sich zu einem wichtigen Baum für die Holzproduktion entwickelt. Dies ist vor allem ihrem raschen Wachstum und den vielfältigen Verwendungsmöglichkeiten des Holzes zuzuschreiben.

Obwohl die Douglasie standortsbezogen ähnlich anfällig für Windwurf ist wie die Gemeine Fichte, wird das Windwurfrisiko im Stadtwald nicht als einschränkendes Problem angesehen, da die Bestände im Bergwald auf gut drainierten Böden wachsen. Windwurf gilt daher nur während extremer Windstürme als Risiko. Darüber hinaus ist der ökonomische Verlust bei durch Windwurf geschädigten Douglasien deutlich geringer als bei der Gemeinen Fichte. Bis heute konnte die Douglasie selbst während extremer Windereignisse ohne größere Verluste verkauft werden, da der Holzpreis nach dem Windereignis stabil bleibt und keine Waldschutzprobleme durch Borkenkäfer entstehen wie dies bei der Gemeinen Fichte der Fall ist (Albrecht et al. 2015).

Exkurs 24. Douglasienanteil in deutschen Wäldern

Nach der letzten Bundeswaldinventur (2012) beträgt der Douglasienanteil in Deutschlands Wäldern 2 %, wobei der Anteil in Rheinland-Pfalz am größten (51 718 ha, d. h. 6,4 %) und in Hamburg und Bremen am geringsten ist (117 ha, d. h. 0,9 %). In Baden-Württemberg, dem Bundesland mit dem zweitgrößten Douglasienanteil, bedeckt diese Baumart 43 928 ha, was 3,3 % des baden-württembergischen Waldes entspricht. Ferner ist zu beachten, dass der Douglasienanteil in den einzelnen Bundesländern gegenüber der Bundeswaldinventur 2002 gestiegen ist.

Abb. 90: Douglasie, die einen erheblichen Teil des Freiburger Stadtwalds in Südwestdeutschland ausmacht (Foto: L. Vítková).

Der Douglasienanteil im Stadtwald variiert je nach Höhenlage: Im Mooswald kommt sie nicht vor, während sie in einer Höhe von ca. 800 m ü. M. die höchsten Anteile hat und in noch höheren Lagen wieder rückläufig ist. Bezogen auf die Fläche ist der Douglasienanteil im Bergwald von 1912 bis 1980 kontinuierlich angestiegen und hat 1990 mit 21 % seinen Höhepunkt erreicht (Abb. 91). Seitdem stagniert der Anteil mehr oder weniger. Das Management zielt darauf ab, den Douglasienanteil im Bergwald bei 20 % zu halten, da das in diesen Gebieten geerntete Douglasienholz erheblich zu den Holzerträgen des Stadtwalds beiträgt. Bezogen auf den gesamten Stadtwald beträgt der

Douglasienanteil 13 % und liegt somit deutlich im Rahmen des FSC-Zertifizierungsstandards, wonach höchstens 20 % eines Betriebes aus eingeführten Arten bestehen darf (nähere Informationen zur Zertifizierung vgl. Exkurs III).

Die Waldbestände, bei denen der Douglasienanteil 50 % überschreitet, wurden zwischen 1930 und dem Ende der 1980er-Jahre etabliert. In diesem Zeitraum wurde nach einem Kahlschlag zunächst die Douglasie angepflanzt. Diese Managementpraxis wurde Anfang der 1990er-Jahre aufgegeben, als die Grundsätze naturnaher Waldbewirtschaftung im Freiburger Stadtwald umgesetzt wurden. Seitdem erfolgt die Holznutzung im Bergwald einzelstamm- bis gruppenweise mit dem Ziel, unter Schirm und auf den entstehenden kleineren Lichtungen die Naturverjüngung von Tanne, Buche, Douglasie und anderen Mischbaumarten zu begünstigen.

Abb. 91: Anteil des Freiburger Stadtwalds (Bergwald), der von der Douglasie mitgeprägt wird.

Das Produktionsziel im Freiburger Stadtwald für die Douglasie ist Produktion von starkem geasteten Wertholz mit dem Zieldurchmesser 100, das stark nachgefragt ist und sehr gute Holzpreise erzielt.

Beispielsweise lag der durchschnittliche Preis für Douglasienstämme (Stammholz) 2014 bei 121€/m³, während der durchschnittliche Preis für alle Douglasienholzsortimente, einschließlich Faserholz, 103€/m³ betrug. Hochwertige Douglasienstämme erzielten bei Verkaufsaktionen in diesem Jahr Preise von ca. 300€/m³. Mit Douglasienwertholz werden nicht nur in Ausnahmejahren hohe Preise je Festmeter erzielt, sondern der durchschnittliche Holzpreis für diese Art lag in den vergangenen Jahren dauerhaft höher als bei Gemeiner Fichte, Weißtanne und Rotbuche (Abb. 92). Ferner ist zu beachten, dass die jährlichen Nettogewinne, die mit (ideellen) Douglasienreinbeständen erzielt werden, mit

500–700€/ha zu Buche schlagen, die anschließend zu verschiedenen waldbaulichen Zwecken verwendet werden können.

Die waldbauliche Behandlung zielt bereits in jungen und mittelalten Douglasienbeständen auf die Qualität ab. Bei einer Oberhöhe von 6 m werden extensiv starkwüchsige Bäume von minderwertiger Qualität (Protzen) entfernt und Laubbaumarten, sofern sie im Bestand vorkommen, gefördert, um die Artenvielfalt zu erhöhen. Um die Bildung großer Äste zu unterdrücken, werden die Jungbestände darüber hinaus stammzahlreich erzogen. Bei einer Oberhöhe von 18 m werden 50 Zukunftsbäume/ha (Z1-Bäume) und weitere 50 Reserve-Zukunftsbäume/ha (Z2-Bäume) ausgewählt. Die Auswahl basiert auf Stammqualität, Vitalität, Astigkeit und geeigneter räumlicher Verteilung der Bäume. Die ausgewählten Z1- und Z2-Bäume werden bis auf eine Höhe von 10 m geastet, um bis zur Hiebsreife ein starkes, astfreies Erdstammstück bester Qualität zu erreichen. Der Zieldurchmesser der Z1-Bäume beträgt 100 cm. Um einen stetigen Durchmesserzuwachs zu gewährleisten, werden die Z1-Bäume durch eine häufige und mäßige Entnahme der Bedränger gefördert. Die Förderung der Z2-Bäume erfolgt zurückhaltender, so dass diese ihren Zieldurchmesser erst nach dem Auszug der hiebsreifen Z1-Bäume erreichen und so die Phase der sehr ertragreichen Zieldurchmesserernte ausgedehnt wird, bei gleichzeitig langfristiger Verjüngung der Bestände unter dem Schirm des Altholzes. Darüber hinaus werden durch sorgfältige Fällung und Rücken Schäden an denZ1- und Z2-Bäumen verhindert.

Abb. 92: Entwicklung der durchschnittlichen Holzpreise (€/m³) zwischen 2001 und 2008 für die wichtigsten kommerziellen Arten im Freiburger Stadtwald. DF = Gewöhnliche Douglasie, NS = Gemeine Fichte, SF = Weißtanne, BE = Rotbuche und Mean = Durchschnittswerte.

Die Douglasie spielt im Freiburger Stadtwald eine wichtige Rolle und macht 28 % der Gesamteinnahmen aus, obwohl sie nur 13 % der gesamten Waldfläche bedeckt.

Obwohl die Douglasie nur 13 % der Gesamtfläche des Freiburger Stadtwalds bedeckt, macht sie 28 % der mit dem Stadtwald erzielten Gesamteinnahmen aus dem Holzverkauf aus. Somit trägt sie erheblich zu den Einnahmen des Stadtwalds bei. Die Douglasie zeichnet sich ferner durch einen größeren durchschnittlichen Jahreszuwachs (18 m^3/ha/Jahr) im Vergleich zu anderen Arten wie Weißtanne und Gemeine Fichte (15 m^3/ha/Jahr), Rotbuche und Europäische Lärche (9 m^3/ha/Jahr) oder Bergahorn und Esche (8 m^3/ha/Jahr) aus.

Mit den unterschiedlichen Standorten innerhalb des Stadtwaldes variieren auch die Bedingungen für die Naturverjüngung der Douglasie. Nach den Beobachtungen der lokalen Bewirtschafter ist sind die Anteile der Douglasie an der Naturverjüngung an mäßig trockenen Hängen am höchsten. Standörtlich geht die Naturverjüngung der Douglasie in der Regel mit der Naturverjüngung der Tanne und/oder Rotbuche einher. Die Douglasie benötigt jedoch mindestens mittlere Lichtverhältnisse für die Ansamung und ist auch in der Kultur- und Jugendphase auf stärkeren Lichtgenuss angewiesen als Tanne oder Buche. Unter dichten, geschlossenen Kronendächern ist sie der Vorausverjüngung schattentoleranterer Arten wie Weißtanne und Rotbuche in der Konkurrenz unterlegen (Abb. 93). Steinmetz (2014) hat das Auftreten der Naturverjüngung der Douglasie im Stadtwald untersucht und stellt keine wesentliche Zunahme der Naturverjüngung zwischen der forstlichen Betriebsinventur der Jahre 1999 und 2009 fest. Die Naturverjüngung der Douglasie ging zwischen den beiden Bestandsaufnahmen anteilmäßig sogar zurück, wobei allerdings bei den frühen Phasen der Naturverjüngung (unterhalb einer Höhe von 20 cm) ein leichter Anstieg zu verzeichnen war.

Abb. 93: Anteil der Naturverjüngung der wichtigsten Baumarten im Freiburger Stadtwald unter dem Schutz ausgewachsener Bestände in hochgelegenen Teilen des Walds (Anteile > 3 % sind dargestellt).

Das invasive Potenzial der Douglasie ist Gegenstand intensiver Diskussionen in Deutschland (nähere Informationen dazu in Kapitel 3.3). Die Tatsache, dass die Douglasie im Freiburger Stadtwald auch im Rahmen der naturnahen Waldbewirtschaftung ihre Anteile von

20 % im Bergwald behalten soll, hat ebenfalls zu Debatten geführt. Die Bewirtschaftenden sehen die Douglasie ungeachtet ihrer nichtheimischen Herkunft als geeignete Ergänzung in gemischten Bergwäldern an, während Naturschützer die Meinung vertreten, dass diese Baumart in den heimischen Wäldern nicht vorkommen sollte. Jedoch ist allgemein zu beobachten und über Inventuren nachzuweisen, dass sich schattentolerante Arten wie Weißtanne unter dem dichten Schirm gestufter Wälder stärker als die Douglasie natürlich verjüngen und die Douglasie eine forstliche Förderung durch aktive Auflichtung des Kronendaches benötigt. Konkurrierende Vegetation wird ebenfalls als Hemmnis für die Naturverjüngung der Douglasie angesehen (Steinmetz 2014).

Ein weiterer wichtiger Punkt ist, dass die Douglasie eine mögliche Alternative zu den heimischen Nadelbaumarten (z. B. Gemeine Fichte und Weißtanne) ist, deren natürliches Verbreitungsgebiet sich infolge des Klimawandels wahrscheinlich verlagern und im Falle der Fichte erheblich verkleinern dürfte. Vor dem Hintergrund des Klimawandels müssen Managementziele wie das langfristig angestrebte Baumartenverhältnis neu beurteilt werden und die Baumarteneigenschaften wie die Stabilität im Klimawandel, Zuwachs und CO_2-Minderungspotenzial in Entscheidungen einfließen.

Im Freiburger Stadtwald sind verschiedene ausgewiesene Habitatflächen zu finden.

Ungefähr 18 % (938 ha) des Stadtwalds sind als geschützte Waldbiotope kartiert, wobei die häufigsten Waldbiotope seltene naturnahe Waldgemeinschaften sind, die 67 % der gesamten ausgewiesenen Biotopfläche ausmachen. Bewirtschaftungsmaßnahmen in den Waldbiotopen dienen dem Erhalt und der Verbesserung wertvoller Strukturen und der Artenvielfalt. Douglasienverjüngung in Waldbiotopen wird durch entsprechende Pflegemaßnahmen zurückgedrängt.

Das Management des Freiburger Stadtwalds basiert auf den Grundsätzen des naturnahen Waldbaus.

Der Freiburger Stadtwald wurde in den vergangenen 25 Jahren nach den Grundsätzen naturnaher Waldbewirtschaftung bewirtschaftet. Eines der Ziele bestand darin, in gleichaltrigen Douglasienreinbeständen die Mischbaumarten anzureichern und die vertikale und horizontale Waldstruktur (stufiger Bestandesaufbau und breitere Durchmesserspreitung) zu verbessern (Abb. 94). Ungefähr 11 % (549 ha) des Freiburger Stadtwalds sind als „Dauerwald“ eingestuft, d. h. als Mischung von Bäumen aller Größen und Arten. Bei einem Management dieser Art kommt in der Regel die Zieldurchmesserernte zum Einsatz, wobei nur wenige Bäume aus den oberen Durchmesserklassen (>100 cm) geschlagen werden. Es wird ein relativ kurzes Eingriffsintervall angewendet (etwa einmal alle fünf Jahre), da die Ernte von Volumenzuwachs und Qualität der Einzelbäume abhängen. Einzelbäume werden über die ganze Fläche verteilt geerntet, was zu einem relativ geschlossenen Kronendach führt. In kleineren Lücken schließt sich das Kronendach rasch wieder, wodurch das Lichtniveau am Boden reduziert wird. Das Vorkommen der Rotbuche im Zwischenstand verstärkt diesen Effekt. Da die Douglasie einen mittleren

Lichtbedarf hat, war ihre Naturverjüngung zwischen 1999 und 2009 rückläufig (Steinmetz 2014).

Entsprechend dem Ziel, den Douglasienanteil im Bergwald bei 20 % zu halten, wurde die forstliche Bewirtschaftung in älteren Douglasienbeständen in den letzten fünf Jahren geringfügig angepasst. Wo sich die Douglasie natürlich verjüngen soll, wird die Zieldurchmesserernte mit der Entnahme schlechtformiger, breitkroniger Buchen im Unterstand („Lichtfresser") ergänzt, um geeignete Lichtbedingungen für eine erfolgreiche Douglasienverjüngung zu schaffen.

Abb. 94: Douglasienbestände im Freiburger Stadtwald mit unterschiedlicher Bestandsstruktur (Foto: L. Vítková).

Mit jährlich vier bis fünf Millionen Waldbesuchen spielt die Erholungsnutzung eine wichtige Rolle im Stadtwald Freiburg.

Eines der Managementziele für den Stadtwald ist die Verbesserung des Erholungspotenzials des Waldes. Nach Schätzungen des Städtischen Forstamts beträgt die Zahl der Waldbesuche jährlich 4–5 Millionen. Die Besucher schätzen das Vorkommen älterer Douglasien, die große Dimensionen erreichen können (Durchmesser von mehr als 100 cm im Alter von 100 Jahren) und betrachten die Baumart als integralen Bestandteil des liebgewonnenen Waldbildes. Zur Verbesserung der Erholungsfunktion werden im

Stadtwald über die Ausgaben für die Holzernte hinaus zusätzliche Mittel für die Instandhaltung und Schaffung von Infrastruktur wie Hütten, Grillplätze und Bänke aufgewendet, um die Bedürfnisse der Besucher zu erfüllen. Der Gemeinderat der Stadt Freiburg gibt jährlich 1 Mio. € für Erholung, Umweltbildung und Sensibilisierung der Öffentlichkeit für die Waldökosysteme aus und der Ertrag aus dem Verkauf des Douglasienholzes trägt zur Finanzierung der Sozialfunktionen des Waldes bei. Im Stadtwald wurden ca. 440 km markierte Wanderwege, 130 km Mountainbike-Strecken und 80 km ausgeschilderte Reitwege angelegt. Außerdem gibt es rund 70 km Jogging- und Fitnesswege.

Ein Teil der Ausgaben für die Sozialfunktion fließt in die Waldpädagogik und Fachexkursionen: Förster und speziell ausgebildete Waldpädagogen vermitteln in jährlich rund 150 Veranstaltungen verschiedene Aspekte multifunktionaler Waldbewirtschaftung an interessierte Forstleute, die Bürgerschaft und speziell auch Schüler und Kindergartenkinder. Im Einklang mit den Zielen von Bildung für nachhaltige Entwicklung (BNE) verbringen die Kinder Zeit im Wald, um die Wälder als komplexe natürliche Ökosysteme verstehen zu lernen.

Die naturnahe und multifunktionale Waldbewirtschaftung des Freiburger Stadtwaldes erfüllt die hohen Standards des Stewardhip Councils (FSC) und ermöglicht die Berücksichtigung der vielfältigen Erholungsbedürfnisse Waldbesuchenden und gleichzeitig die Erzielung von Holzerlösen sowie einen Beitrag zur CO_2-Minderung durch die Nutzung des nachwachsenden Rohstoffes Holz. Die Douglasie trägt als sehr gut im Bergmischwald integrierte Baumart wesentlich zum ästhetischen und ökonomischen Wert des Stadtwalds bei.

Literaturverzeichnis

Albrecht, A., Hanewinkel, M., Bauhus, J. und Kohnle, U. 2015. *Wie sturmstabil ist die Douglasie? AFZ – Der Wald. 9: 30–34.*

City of Freiburg. 2002. *Freiburg Forest Perspectives Brochure. City of Freiburg, Department of Environment, Education and Sport.*

National Forest Inventory 2012. *Third German National Forest Inventory 2012 – 1.01 forest area [ha] by land and forest specification. https://bwi.info/inhalt1.3.aspx?Text=1.01%20Forest%20specification&prRolle=public&prInv=BWI2012&prKapitel=1.01 [Zugriff im August 2016].*

Steinmetz, A. 2014. *Das Vorkommen der Naturverjüngung der Douglasie (Pseudotsuga menziesii) im Stadtwald Freiburg. MSc. thesis Freiburg University, Germany. 141 S.*

5.3 Quantifizierung der Invasivität der Douglasie auf der Grundlage ihrer Naturverjüngung im Südwesten Deutschlands

Anja Bindewald und Hans-Gerhard Michiels

Die Douglasie (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) ist eine nichtheimische Baumart in Europa, wohin sie 1828 von der Westküste Nordamerikas eingeführt wurde (Kownatzki et al. 2011). Sie wird seit 1880 in Mitteleuropa forstlich angebaut und hat sich insbesondere im Südwesten Deutschlands zur wichtigsten eingeführten Baumart entwickelt (BWI 2012). Der Bestockungsanteil der Douglasie nimmt in Deutschland noch immer zu, was auf verschiedene Merkmale dieser Baumart zurückzuführen ist (Otto 1997):

- herausragende Holzeigenschaften,
- überlegener Zuwachs im Vergleich zu anderen Baumarten unter den verschiedensten Standortbedingungen,
- Möglichkeit der Naturverjüngung,
- relativ schneller Streuabbau (im Vergleich zu anderen Nadelbaumarten wie der Gemeinen Fichte (*Picea abies* (L.) H.Karst.) oder der Europäischen Lärche (*Larix decidua* Mill.),
- geringer Schädlingsbefall.

Obwohl im Jahr 2012 (BWI 2012) nur 3,3 % (43 928 ha) der Gesamtwaldfläche Baden-Württembergs auf die Douglasie entfielen, belief sich das Holzvolumen, das zwischen 2005 und 2015 im Staatswald produziert wurde, auf 29 000 m³ mit einem Wert von 2,6 Mio. € (ForstBW 2016). Physiologisch wird die Baumart als trockenheitsresistenter eingeschätzt als die Fichte (z. B. Oberer 2011). Es wird deshalb erwartet, dass die Douglasie in den Wäldern Baden-Württembergs und anderer Teile Mitteleuropas die Fichte teilweise ersetzen kann, falls sich die Tendenz zur Zunahme warm-trockener Witterungsperioden verstärkt. Laut Kleinschmit (1991) hat die Douglasie das Potenzial, sich zu einer der wichtigsten Baumarten Europas zu entwickeln.

Die Douglasie zählt zu den wirtschaftlich bedeutsamsten Baumarten nichtheimischen Ursprungs im Südwesten Deutschlands. Ihre Bedeutung dürfte infolge des Klimawandels noch zunehmen.

Die Douglasie ist gegenwärtig Objekt einer kontrovers geführten Diskussion zwischen Naturschutz und Forstwirtschaft, in der es um die Bewertung der möglichen Invasivität dieser Baumart geht. In Deutschland gibt es zwei verschiedene Sichtweisen, die beschrieben werden in:

- Nehring et al. (2013), klassifizieren die Douglasie aufgrund ihrer Ausbreitung an baumfreien steinigen Standorten (Abb. 95) sowie an sauren, nährstoffarmen und trockenwarmen Standorten von Traubeneichenwäldern (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) (Abb. 96) als nichtheimische invasive Baumart in Deutschland;
- Spellmann et al. (2015), die in ihrer Bewertung schlossen, dass die Art nicht als invasiv betrachtet werden kann, da ihre spontane Ausbreitung nur auf sehr kleiner Fläche schützenswerte Lebensräume bedroht und sie dort grundsätzlich beherrscht werden kann.

In beiden Publikationen wurden verschiedene Kriterien für die Invasivitätsbewertung herangezogen, was auch die unterschiedlichen Interessen und Motivationen widerspiegelt (zu näheren Informationen vgl. Kapitel 3.3).

Abb. 95: Jungdouglasie auf dem Scharfenstein im Münstertal, südliches Baden-Württemberg (Foto: A. Reif).

Abb. 96: Douglasien-Naturverjüngung in Traubeneichenwäldern. Links: primäres Quercetum, Hirzberg in Freiburg; rechts: sekundäres Quercetum, Messerschmiedfels nahe Staufen, südliches Baden-Württemberg (Fotos: A. Reif).

Der Einsatz der Douglasie in der Forstwirtschaft wird kontrovers diskutiert und führt zu Interessenkonflikten zwischen Forstwirtschaft und Naturschutz.

Die Methodik der Invasivitätsbewertung ist im Allgemeinen so konzipiert, dass Kriterien analysiert werden, die den Hauptphasen des Invasionsprozesses entsprechen (Verbrugge et al. 2012):

1. Einführung
2. Etablierung
3. Potenzielle Verbreitung
4. Nachteilige Auswirkungen – z. B. auf heimische Arten und Ökosysteme, siehe z. B. Vanderhoeven und Branquart (2010).

Obwohl die Monitoringdaten zum Invasionsprozess unzureichend und überwiegend nur deskriptiv sind (Gavier-Pizarro et al. 2012), wird häufig von einer Invasivität eingeführter Arten ausgegangen, wobei sich stark auf Expertenmeinungen gestützt wird, ohne dass hierfür eindeutige wissenschaftliche Belege vorliegen (Strubbe et al. 2011). Infolgedessen ist die Reproduzierbarkeit der Bewertungen begrenzt (Essl et al. 2011). Auch pauschalisierende Bewertungen ohne konkreten Flächenbezug tragen nicht zur Versachlichung einer Diskussion bzw. zur Lösung von Interessenskonflikten bei.

Im vorliegenden Kapitel wird das natürliche Verjüngungspotenzial der Douglasie in verschiedenen Waldökosystemen bewertet. In die Bewertung sind die gegenwärtig verfügbaren Daten über die Naturverjüngung der Douglasie eingeflossen, die mit verschiedenen Inventuransätzen in den Wäldern Baden-Württembergs erhoben wurden. Mögliche Trends zwischen 2002 und 2012 wurden nachverfolgt. Ziel der Analyse ist, evidenz-basierte Aussagen zur Etablierung und Verbreitung der Art treffen zu können. Solche Informationen stellen eine geeignete Basis für die Bewertung der Invasivität und somit für die Identifizierung geeigneter Managementansätze dar.

Methoden

Für die Wälder Baden-Württembergs liegen Daten aus verschiedenen Inventursystemen vor, die sich auf unterschiedliche räumliche Ebenen und teilweise auf unterschiedliche Inventurzeiträume beziehen. Die in diesem Kapitel herangezogenen Daten stützen sich auf die folgenden Inventuren:

1. *Bundeswaldinventur (BWI)*: Erhebung von Daten über den Zustand der Wälder basierend auf einer in ganz Deutschland einheitlich angewandten Methodik (vgl. Polley et al. 2010). Bei der BWI wird eine systematische Clusterprobe mit unterschiedlichen Probenintensitäten je nach dem aktuellen Bestandeszustand verwendet. 2012 umfasste das Inventurnetz innerhalb von Baden-Württemberg 11 500 Stichprobenpunkte in einem systematischen Raster von 2 x 2 km, das über die Gesamtwaldfläche von 1,3 Mio. ha gelegt wurde (BWI 2012). Die Daten zur Naturverjüngung wurden durch Messung der Bestandsfläche (ha) erhoben, die von Jungstämmen (Baumhöhe > 20 cm und < 4 m) auf Probenkreisen von 0,03 ha eingenommen wird. Für jeden Stichprobenpunkt wurde der Bestandestyp bestimmt, indem die dominante Baumart angesprochen wurde (z. B. Douglasien-Bestand: die Douglasie besetzt mindestens 50 % der Standraumfläche des Gesamtbestandes). Anhand der Daten zur Naturverjüngung der Douglasie sowie zur Entwicklung der Fläche des Bestandestyps Douglasie, die aus der zweiten und dritten BWI stammen, wurden Trends zwischen 2002 und 2012 hergeleitet.

2. *Waldstrukturaufnahme (WSA)*: Erhebungen in rechtlich gesicherten unbewirtschafteten Wäldern – sogenannten Bannwäldern. Diese Inventur wurde in 82 Bannwäldern in Baden-Württemberg mit einer Fläche von 4298 ha durchgeführt. Die einzelnen Inventurpunkte verteilt auf einem Raster von 50 x 50 m, 50 x 100 m, 100 x 100 m oder 100 x 200 m mit permanenten Probekreisen von 0,1 ha verteilt (zur Methodik vgl. Wevell von Krüger et al. 2015). Von diesen Inventurdaten wurden die Aufnahmen zur Naturverjüngung (d. h. Bäume unter 7 cm Brusthöhendurchmesser, BHD) verwendet. Die Naturverjüngung wurde bei der Aufnahme in drei verschiedene Höhenklassen unterteilt: (i) Sämlinge und Stämme < 11 cm Höhe, (ii) Stämme 11–150 cm Höhe und (iii) Stämme > 150 cm Höhe, aber < 7 cm BHD. Die Artenmischung bei Bäumen > 7 cm BHD wurden für jeden Inventurpunkt aus dem Aufnahmedatensatz extrahiert, um die jeweilige Waldbestandsart zuzuordnen (wie in der oben beschriebenen BWI-Methodik festgelegt). Baumartenzusammensetzungen, bei denen sich keine dominanten Baumarten bestimmen ließen, wurden als „Mischungen“ der am häufigsten vorkommenden Arten beschrieben (z. B. „Buche-Fichte-Tanne-Mischung“). Wenn eine Art 30 % Anteil erreichte, aber alle anderen Baumartenanteile unter 30 % fielen, wurde die Art mit der höchsten Dominanz als Mischung gekennzeichnet (z.B. „Douglasien-Mischung“).

3. *Waldbiotopkartierung (WBK)*: Überwachung seltener und geschützter Biotope in einem Turnus von 10 Jahren mit jährlichen Aktualisierungen für verschiedene Regionen Deutschlands. Gegenwärtig werden in Baden-Württemberg Leitbiotoptypen mit einer Gesamtfläche von 81 795 ha überwacht. 32 % dieser überwachten Fläche (d. h. 26 450 ha) umfassen insgesamt 9700 Einzelflächen, die als Wuchsräume seltener naturnaher Waldgesellschaften eingestuft sind. Die WBK erfasst die Waldgesellschaften, klassifiziert sie in die Waldlebensraumtypen nach der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie der EU und protokolliert dabei u.a. den jeweiligen Artenbestand (zur Methodik vgl. Kerner und Geisel (2015) und Nomenklatur nach Rennwald (2000)). Es wurde bei der Aufnahme zwischen natürlicher Verjüngung der Douglasie und künstlicher Verjüngung (d. h.

Pflanzung) unterschieden, ohne dass im Inventurdatensatz weitere Informationen über die Höhe oder den BHD der Einzelbäume bereitgestellt wurden.

Ergebnisse

1. Anteil der Naturverjüngung der Douglasie in den drei verschiedenen Inventuren

Tab. 25: Vorkommen der Naturverjüngung der Douglasie in Baden-Württemberg gemäß den drei Inventurmethoden.

	Bundeswald	Inventur	Waldstruktur-aufnahme	Waldbiotop-kartierung
Berichtsjahr	2002	2012	1994–2010	2015
Beprobungsfläche insgesamt (ha)	1 323 119	1 323 958	4 298	81 795
Erfasste Fläche mit natürlicher Douglasienverjüngung (ha)	2 112	4 346	71	165,9
Erfasste Fläche mit natürlicher Douglasienverjüngung (ha)	**0,16**	**0,33**	**1,66**	**0,20**

Die Ergebnisse der drei Inventurarten zeigen, dass die Douglasiennaturverjüngung nur auf einem sehr geringen Anteil der Waldfläche in Baden-Württemberg auftritt.

2. Naturverjüngung in der Bundeswaldinventur der Jahre 2002 und 2012

Aus der Bundeswaldinventur geht hervor, dass sich der Anteil der Douglasiennaturverjüngung an den überwachten Punkten zwischen den beiden Bundeswaldinventuren der Jahre 2002 und 2012 mehr als verdoppelt hat (Tab. 25). Jedoch ist zu beachten, dass die Douglasien-Bestände in den letzten 10 Jahren ebenfalls um ca. 8 % (3316 ha) zugenommen haben. Die Inventurergebnisse zeigen, dass die Douglasie sich überwiegend in submontanen Waldhöhenlagen natürlich verjüngt (Abb. 97). Die Verteilung der Douglasiennaturverjüngung auf verschiedenen Höhenlagen steht mutmaßlich mit der Anbaugeschichte und dem Erreichen der Fruktifikationsfähigkeit der Bestände im Zusammenhang und ist kein Indiz für einen Invasionsprozess (BWI 2012).

Abb. 97: Fläche der Douglasiennaturverjüngung (Bäume < 4 m) im Vergleich zur Waldfläche der Douglasienbestände in verschiedenen Höhenlagen in Baden-Württemberg: Vergleich der Bundeswaldinventuren der Jahre 2002 und 2012; Dgl = Douglasie.

Der größte prozentuale Flächenanteil, auf dem eine Douglasiennaturverjüngung festgestellt wurde (BWI 2012), war in den Douglasien-Beständen zu finden. Mehr als die Hälfte der Gesamtwaldfläche (54,1 %) Baden-Württembergs entfällt auf Bestände anderer Nadelbaumarten (Gemeine Fichte, Weißtanne (*Abies alba* Mill.), Waldkiefer (*Pinus sylvestris* L.) und Europäische Lärche), während Douglasien-Bestände nur 3,2 % der Gesamtwaldfläche ausmachen (Abb. 98). Die Douglasiennaturverjüngung trat nur auf 0,3 % der Gesamtfläche der Nadelbaumwald-Bestände auf und hatte selbst in den Douglasienbeständen nur einen Anteil von 4 %. (Abb. 98). Dies zeigt, dass die Douglasie sich überwiegend unter dem eigenen Schirm verjüngt. In Buchen- und Eichenbeständen sowie anderen laubbaumgeprägten Wäldern (z. B. Pappel (*Populus* spp.), Weide (*Salix* spp.), Ahorn (*Acer* spp.), Ulme (*Ulmus* spp.) oder Vogel-Kirsche (*Prunus avium* L.)) kann die Douglasiennaturverjüngung mit einem Anteil von jeweils weniger als 0,3 % der Fläche als unbedeutend angesehen werden.

Abb. 98: Douglasiennaturverjüngung (< 4 m) in den vier vorherrschenden Waldbestandstypen in Baden-Württemberg. Die Flächenanteile der Naturverjüngung (in %) bezieht sich auf die jeweilige Fläche des Bestandestyps; sNb= sonstige Nadelbäume, sLb= sonstige Laubbäume (BWI 2012).

3. Naturverjüngung in Bannwäldern – Waldstrukturaufnahme

Dieser Datensatz wurde im Hinblick auf die Frage untersucht, ob die Douglasie sich in Waldgebieten etablieren kann, in denen über einen Zeitraum von ca. 40 Jahren keine Bewirtschaftung stattfand. Diese Untersuchung lieferte Informationen über das Naturverjüngungspotenzial unter Bedingungen, die als natürlich angesehen werden können. Die größten Anteile der Douglasiennaturverjüngung waren hauptsächlich in Waldbeständen festzustellen, deren Baumschicht von Douglasien oder einer Mischung aus Douglasie und Rotbuche dominiert wird (Abb. 99). Bei Betrachtung der gesamten erfassten Fläche wird der größte Anteil der Waldbestände von Gemeiner Fichte und Weißtanne oder Rotbuche dominiert, die insgesamt ca. 60 % ausmachen. Douglasienbestände machen lediglich 1,7 % (d.h. 1,3 % Douglasien-Bestände und 0,4 % Douglasie-Mischung) der gesamten unbewirtschafteten Waldfläche aus (Abb. 99).

Die natürliche Douglasienverjüngung unter Schirm ist z. B. in Rotbuchen-Beständen vergleichsweise selten, wo sie nur in knapp 1,6 % der Bestandesfläche auftritt. Hingegen beträgt der Anteil der Naturverjüngung der Douglasie in Beständen, in denen die Douglasie als dominante Baumart oder als in einer Mischung mit anderen Arten wie z. B. Rotbuche vorkommend beschrieben wurde, mehr als 20 %. Dies deutet darauf hin, dass die Douglasie sich unter dem eigenen Schirm natürlich leicht verjüngt, ein Eindringen der Jungwüchse unter das Kronendach anderer Arten in unbewirtschafteten Wäldern aber nur selten vorkommt. Darüber hinaus war in strauchreichen Stichprobenpunkten keine Naturverjüngung der Douglasie festzustellen, was zeigt, dass strauchreiche Wälder keine geeigneten Bedingungen für eine natürliche Douglasienverjüngung bieten.

Abb. 99: Naturverjüngung der Douglasie (Einzelbäume mit BHD < 7 cm) in Waldbeständen mit unterschiedlicher Artenzusammensetzung in Baden-Württemberg. Die Flächenanteile der Naturverjüngung (in %) bezieht sich auf die Fläche je Waldbestandsart. Stichprobenpunkte, die keiner bestimmten Waldbestandsart zugeordnet werden konnten, wurden nicht berücksichtigt; sLb=sonstige Laubbäume, sNb=sonstige Nadelbäume (Waldstrukturaufnahme 1994–2002).

Die Auswertung der Waldstrukturaufnahmen zeigt, dass die Douglasie den Zustand einer gesicherten Verjüngung auch in unbewirtschafteten Wäldern grundsätzlich erreichen kann, da nennenswerte Anteile der sich natürlich verjüngenden Douglasien bereits in die Größenklassen „11 cm bis 150 cm“ bzw. „größer als 150 cm“ eingewachsen sind.

Die Naturverjüngung der Douglasie ist in bewirtschafteten ebenso wie in unbewirtschafteten Wäldern unbedeutsam. Ausgenommen hiervon sind Gebiete, in denen die Douglasie die dominierende Baumart im Bestand ist.

4. Naturverjüngung in geschützten seltenen Waldbiotopen – Waldbiotopkartierung

Die Daten aus der Waldbiotopkartierung ermöglichten die Analyse des gegenwärtigen Status der Douglasiennaturverjüngung in Waldbiotopen, die besonders gefährdet sind, weil sie selten sind und/oder nur eine geringe Fläche bedecken. Die Douglasiennaturverjüngung wird den Daten zufolge auf 0,2 % der Gesamtfläche festgestellt, die von der Waldbiotopkartierung erfasst wurde. Die größte Fläche mit erfasster Douglasiennaturverjüngung findet sich in sich natürlich entwickelnden (Begriffserklärung siehe unten) und seltenen, naturnahen Waldgesellschaften mit 0,46 % bzw. 0,37 % (Tab. 26).

Tab. 26: Naturverjüngung der Douglasie in geschützten Habitaten in Baden-Württemberg (Waldbiotopkartierung, Stand 2015).

Leitbiotope	Fläche mit Douglasie (ha)	Gesamtfläche (ha)	Anteil der Douglasie an Biotopfläche (%)
Natürlich entwickelte Wälder	40,6	8 904	0,46
Seltene, naturnahe Waldgesellschaften	98,8	26 450	0,37
Wald mit schützenswerten Tieren	6,3	4 356	0,14
Wald mit schützenswerten Pflanzen	5,6	4 143	0,14
Strukturreiche Waldbestände	11,4	10 500	0,11
Sukzessionsgebiete	2,5	5 453	0,05
Trockenbiotope	0,2	4 585	~0,00
Fließendes Gewässer	0,4	9 234	~0,00
Moorbereich- und Feuchtbiotop	0,1	4 936	~0,00
Summe	**165,9**	***81 795**	**0,20**

*Erfasste Gesamtfläche der WBK, einschließlich Biotopen ohne Douglasienvorkommen

Sich natürlich entwickelnde Wälder (Gebiete, in denen Douglasiennaturverjüngung überwiegend vorgefunden wurde) decken in der Regel nur sehr kleine Gebiete ab (Kerner und Geisel 2015), die hauptsächlich von sauren offenen natürlichen Gesteinshalden, Felsformationen, einzelnen Felsen oder Karen geprägt sind. Die größte Fläche, auf der Douglasiennaturverjüngung innerhalb der seltenen naturnahen Waldgesellschaften festzustellen ist, findet sich in Hainsimsen-Traubeneichenwäldern (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.), mit Leimkraut (*Silene nutans*), an trockenen Standorten mit sauren Böden (63,2 ha, Abb. 100). Die Anteile mit Douglasiennaturverjüngung machten in den Hainsimsen-Traubeneichenwäldern 10,3 % der Gesamtfläche und in den Drahtschmielen-Bergahorn-Blockwäldern (Abb. 100) sogar 25,8 % der Gesamtfläche aus. Letzteres Biotop, das durch Bergahorn (*Acer pseudoplatanus* L.) gekennzeichnete Wälder auf Blockhalden basenarmer Gesteine umfasst, macht in Baden-Württemberg lediglich 0,09 % der Gesamtfläche der seltenen, naturnahen Waldgesellschaften aus und gehört somit regional zu den seltensten und kleinflächigsten Waldbiotoptypen (Abb. 100). Geringe Kronenüberschirmung und fehlende Strauchschicht und somit eine hohe Lichtverfügbarkeit zählen zu den wichtigsten Merkmalen dieses Biotoptyps, wodurch geeignete Bedingungen für eine erfolgreiche Naturverjüngung der Douglasie (oder jeder anderen lichtbedürftigen Baumart) geboten werden. Der Erfolg der Douglasie in Traubeneichenwäldern liegt an ihrer hohen Konkurrenzfähigkeit aufgrund ihrer Stresstoleranz gegenüber Trockenheit, die an sauren, nährstoffarmen und trockenen Standorten besonders ausgeprägt ist.

Abb. 100: Naturverjüngung der Douglasie in seltenen, naturnahen Waldlebensräumen in Baden-Württemberg. Die Flächenanteile der Naturverjüngung (in %) beziehen sich auf die Fläche je Waldbiotoptyp (Waldbiotopkartierung, Stand 2015). Anmerkung: Der Hainsimsen-Buchenwald wird nur in jenen Wuchsgebieten durch die Waldbiotopkartierung erfasst, in denen er regional selten ist.

Die Naturverjüngung der Douglasie ist vorwiegend in den geschützten Waldbiotoptypen sich natürlich entwickelnden Waldgebieten (z.B. Felsformationen) und „seltenen, naturnahen Waldgesellschaften" zu finden.

Diskussion

In den Wäldern Baden-Württembergs tritt die Douglasiennaturverjüngung gegenwärtig nur in sehr geringem Umfang auf. Die Naturverjüngung dieser eingeführten Baumart ist in bewirtschafteten (naturnahen) Wäldern, außer in (Alt)Douglasien-Beständen, unerheblich. In solchen Gebieten ist die Naturverjüngung der Douglasie in der Regel erwünscht, und spiegelt sich im vergangenen Management wider. In der kommerziellen Forstwirtschaft besteht z. B. auch ein adaptiver Managementansatz darin, „alternative Baumarten" (d. h. nichtheimische) auszuwählen und deren Verjüngung zu fördern, um die Wälder so auf den vorhergesagten Klimawandel vorzubereiten (Mitchell et al. 2016). Das Verbreitungspotenzial der Douglasie steht in Baden-Württemberg eher mit den Waldmanagementpraktiken im Zusammenhang, da keine eindeutigen Belege für eine großflächige Ausbreitung dieser Baumart zu finden waren. Die Naturverjüngungsfläche wird mutmaßlich mit dem wachsenden Anteil an fruktifikationsfähigen Douglasien in den Waldbeständen Baden-Württembergs zunehmen (s. u.).

Die Daten der Waldstrukturaufnahme lieferten ähnliche Ergebnisse: die Flächenanteile der Douglasiennaturverjüngung waren gering außer in Douglasien-(Misch)Beständen. In den Bannwäldern gibt es Anzeichen, dass die Douglasie dort im Höhenwachstum weiter fortschreitet. Für künftige wissenschaftliche Zwecke sollten auch Bäume mit einem BHD von mehr als 7 cm in die Analyse der Entwicklung des Baumjungwuchses einbezogen werden.

Die Naturverjüngung der Douglasie tritt in Baden-Württemberg gegenwärtig nur in relativ geringem Umfang auf, wird aber wahrscheinlich mit dem wachsendem Anteil an fruktifikationsfähigen Douglasien zunehmen.

Die Douglasie kann in geschützten Waldbiotopen Baden-Württembergs als potenziell invasiv eingestuft werden, da sie in Hainsimsen-Traubeneichenwälder und Drahtschmielen-Bergahorn-Blockwälder eindringt und sich erfolgreich etabliert. Die langfristigen Folgen für solche Biotope sind bisher noch wenig bekannt, insbesondere im Hinblick auf Sameneintrag und Sämlingsetablierung der ursprünglichen Baumarten oder die Fähigkeit adulter Douglasien, extremen Witterungsereignissen standzuhalten. Angesichts der Konkurrenzfähigkeit der Douglasie an solchen Standorten ist ein negativer Einfluss auf die heimische Biodiversität nicht auszuschließen. Aus diesem Grund empfiehlt es sich, im Rahmen der Pflege solcher Schutzgebiete geeignete Pufferzonen auszuweisen (z. B. 300 m, ForstBW 2014), um wertvolle Habitate zu schützen. Da die Douglasienverjüngung insgesamt nur mit einem geringen Anteil der seltenen, naturnahen Waldgesellschaften (98,8 ha) verzeichnet wurde, erscheint eine erfolgreiche Beseitigung dieser Baumart aus solchen Biotopen durchaus noch möglich. Der Erhalt geschützter Biotope hängt jedoch auch von den verfügbaren finanziellen Mitteln ab, die eine langfristige Bewahrung der heimischen Biodiversität gewährleisten würden. Die Anzahl der fruktifikationsfähigen Altbäume und somit auch die Fläche, auf der eine natürliche Douglasienverjüngung auftritt, könnte sich in Zukunft vergrößern, da 45 % aller Douglasien-Bestände gegenwärtig nicht älter als 40 Jahre sind (BWI 2012), wobei die ältesten Douglasien im Wirtschaftswald ein Alter zwischen 120 und 135 Jahren erreichen. Der Zeitraum zwischen erster künstlicher Einbringung und spontaner Ausbreitung eingeführter Baumarten sollte ferner berücksichtigt werden, da bei vielen verholzenden Arten Invasionen erst mit erheblicher Zeitverzögerung auftreten können. Diese kann eine mittlere Zeitspanne von 170 Jahren betragen (Kowarik 1995). Die natürliche Verjüngung der Douglasie wurde allerdings im Südwesten Deutschlands bereits seit den 1950er Jahren mehrfach beschrieben (Knoerzer 1999).

In sich natürlich entwickelnden Beständen (z.B. Felsformationen) sowie in Hainsimsen-Traubeneichenwäldern und Drahtschmielen-Bergahorn-Blockwäldern, kann die Douglasie als invasive Baumart eingestuft werden. Eine Eindämmung der Ausbreitung ist trotzdem noch möglich, sofern entsprechende finanzielle Ressourcen zur Verfügung stehen und Pufferzonen um Schutzgebiete eingehalten werden.

Dass die Douglasiennaturverjüngung in Baden-Württemberg nur in geringem Ausmaß auftritt, ist mit großer Wahrscheinlichkeit darauf zurückzuführen, dass sie nur an

trockenen Standorten auf nährstoffarmen und/oder leicht sauren Böden konkurrenzfähig ist. Die Naturverjüngung der Douglasie wird an Standorten mit höherem Nährstoffgehalt und größerer Wasserverfügbarkeit anscheinend behindert. Solche Bedingungen sind ungünstig für die Keimung und frühe Etablierung der Douglasie, und ihre Naturverjüngung wird gewöhnlich durch andere schattentolerantere Baumarten verhindert.

Die Daten für die Bewertung der Douglasiennaturverjüngung sind begrenzt, da in diesem Rahmen die verschiedenen Alters- bzw. Höhenklassen der Verjüngung in den meisten Fällen berücksichtigt werden konnten. Die Analyse des Vorkommens von samenproduzierenden Altbäumen und Menge an Diasporen lag ebenfalls außerhalb dieses Kapitels. Jedoch ist dies insbesondere auch mit Blick auf mögliche Ausbreitungsdistanzen ein wichtiges Element, um den Invasionserfolg einer eingeführten Art zu bestimmen (Lockwood et al. 2005). Für die Douglasie liegen in Deutschland diesbezüglich wenige Kenntnisse vor und der kritische Abstand zwischen Douglasienaltbäumen und geschützten Habitaten wird in verschiedenen Veröffentlichungen sehr unterschiedlich beziffert. Burschel und Huss (1997) geben 60 m an, während nach Walentowski (2008) in Einzelfällen bis zu 2000 m dokumentiert sind.

Im Allgemeinen scheinen die vorhandenen Belege, die Schlussfolgerungen über die Invasivität eingeführter Baumarten zulassen, unzureichend zu sein, insbesondere weil sich viele Risikobewertungen lediglich auf qualitative Daten oder kleinere Datensätze stützen. Informationen zur Naturverjüngung stellen wertvolle quantitative Daten dar, die für die Risikobewertung eingeführter Baumarten herangezogen werden können, da sie Hinweise auf den Etablierungserfolg und das Verbreitungspotenzial einer eingeführten Baumart liefern. Im vorliegenden Kontext geben die analysierten Daten Aufschluss über die gegenwärtige Waldfläche, auf der Naturverjüngung auftritt, erlauben aber keine Prognosen über zukünftige Entwicklungen, z. B. ob die Douglasie in der Lage ist, ihre Fläche außerhalb von Douglasienbeständen zu vergrößern. Solche Prognosen spielen eine wichtige Rolle für geschützte Biotope und könnten durch die Analyse von Zeitreihen verbessert werden, was in diesem Fall wegen mangelnder Daten nicht möglich war. Nichtsdestotrotz ermöglichen Informationen zum Naturverjüngungspotenzial eingeführter Baumarten Einblicke in die Konkurrenzfähigkeit und somit das Potenzial, andere Arten zu verdrängen. Auch zeigen die Ergebnisse hier die Notwendigkeit, die Invasivität einer Baumart differenziert in Einzelfallanalysen und kontextbezogen zu bewerten.

Daten zur Naturverjüngung in diversen (geschützten) Waldlebensräumen sind ein wertvoller Input für die Invasivitätsbewertung und verdeutlichen hier die Notwendigkeit einer kontextbezogenen Analyse.

Für eine abschließende Invasivitätsbewertung sollten dennoch weitere Kriterien berücksichtigt werden, liefern doch Informationen zum Ausbreitungspotenzial keine Hinweise auf z. B. ökologische Integration (beispielsweise Auswirkungen auf die Biodiversität von Flechtenpopulationen), Hybridisierung mit heimischen Baumarten, Übertragung von Krankheiten oder Auswirkungen auf das Ökosystem, z. B. Veränderungen des Wasser- und Nährstoffkreislaufs (nach Spellmann et al. 2015). Wenn eine heimische Art verdrängt wird oder in direkter Konkurrenz zu einer eingeführten Art wie der Douglasie steht, hat dies Einfluss auf die Ressourcenverfügbarkeit für heimische Arten, was erhebliche ökologische Auswirkungen haben kann. Jedoch sind nach Mitchell et al. (2016) solche Auswirkungen bisher nicht in die Bewertung der Eignung alternativer (eingeführter) Baumarten als Einsatz in heimischen Wäldern eingeflossen.

Das Gesamtspektrum an o. g. Kriterien, lässt sich hier nur schwer bewerten, da verfügbare Daten begrenzt sind und die ökologischen Auswirkungen der Douglasie in heimischen Wäldern bisher kaum untersucht wurden. Verknüpft man die Daten zum Verjüngungspotenzial eingeführter Baumarten aber z. B. mit Daten zur möglichen Ausbreitungsdistanz kann dies zur Verbesserung der Managementansätze und somit auch des Schutzes wertvoller Waldbiotope beitragen.

Im Zuge weiterer wissenschaftlicher Arbeiten sollten zusätzliche Daten zur Ausbreitung gesammelt und robuste standardisierte Risikobewertungswerkzeuge weiter entwickelt werden, um die Invasivität eingeführter Baumarten zuverlässig und nachvollziehbar bewerten zu können.

Robuste standardisierte Risikobewertungswerkzeuge müssen weiter entwickelt werden, um die Invasivität eingeführter Baumarten zuverlässiger bewerten zu können.

Zusammenfassung

Aus den drei Inventurdatensätzen geht hervor, dass die Naturverjüngung der Douglasie in Baden-Württemberg nur in geringem Umfang erfolgt. In bewirtschafteten ebenso wie in unbewirtschafteten Wäldern ist die Naturverjüngung der Douglasie eher unbedeutsam. Ausgenommen hiervon sind Gebiete, in denen die (Alt)Douglasie den Bestandestyp bestimmt. In geschützten Waldbiotopen verjüngt sich die Douglasie auf offenen Felsenhalden sowie in Traubeneichenwäldern an trockenen Standorten mit sauren Böden und Bergahorn-Blockwäldern auf natürliche Weise. Unter diesen speziellen Bedingungen kann die Douglasie daher als invasiv angesehen werden.

Die Naturverjüngung kann dort mechanisch eingedämmt werden, sofern entsprechende finanzielle Ressourcen zur Verfügung stehen. Allerdings wird sich die Fläche der Douglasiennaturverjüngung in Zukunft wahrscheinlich vergrößern, sodass geeignete Managementansätze Anwendung finden müssen. Das Ausweisen von Pufferzonen um wertvolle geschützte Habitate gilt hier als geeignete Möglichkeit; dazu muss der Zustand der gefährdeten Biotoptypen durch die Waldbiotopkartierung periodisch kontrolliert werden. Obwohl die ökologische Integration der Douglasie in natürliche Waldgemeinschaften in diesem Kontext nicht bewertet werden konnte, sind Daten zur Naturverjüngung als erster, wertvoller Bestandteil der Invasivitätsbewertung anzusehen. Durch weitere wissenschaftliche Arbeiten zur Douglasie und anderen eingeführten Baumarten auf der Grundlage der Waldinventurdaten können das Management dieser Baumart(en) und der Schutz wertvoller Biotope verbessert werden.

Literaturverzeichnis

Burschel, P. und Huss, J. 1997. *Grundriss des Waldbaus: ein Leitfaden für Studium und Praxis. Ulmer, Berlin. 487 S.*

BWI 2012. *Dritte Bundeswaldinventur- Datenbank. 2012 Hrsg.: Thünen-Institut. Braunschweig. https://bwi.info/*

Essl, F., Nehring, S., Klingenstein, F., Milasowszky, N., Nowack, C. und Rabitsch, W. 2011. *Review of risk assessment systems of IAS in Europe and introducing the German-Austrian Black List Information System (GABLIS). Journal for Nature Conservation. 19: 339-350. doi:10.1016/j.jnc.2011.08.005*

ForstBW 2014. *Richtlinie Landesweiter Waldentwicklungstypen. Landesbetrieb Forst Baden-Württemberg. Stuttgart.*

ForstBW 2016. *FoFIS Forstliche Führungsinformationssystem. Landesbetrieb Forst Baden-Württemberg. Stuttgart.*

Gavier-Pizarro, G. I., Kuemmerle, T., Hoyos, L. E., Stewart, S. I., Huebner, C. D., Keuler, N. S. und Radeloff, V. C. 2012. *Monitoring the invasion of an exotic tree (Ligustrum lucidum) from 1983 to 2006 with Landsat TM/ETM + satellite data and Support Vector Machines in Córdoba, Argentina. Remote Sensing of Environment. 122: 134-145. doi:10.1016/j.rse.2011.09.023*

Kerner, A. und Geisel, M. 2015. *Waldbiotopkartierung Baden-Württemberg – Kartierhandbuch. Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg (FVA). Freiburg.*

Kleinschmit, J. 1991. *Prüfung von fremdländischen Baumarten für den forstlichen Anbau. Möglichkeiten und Probleme. In: Norddeutsche Naturschutzakademie (Hrsg). Einsatz und unkontrollierte Ausbreitung fremdländischer Pflanzen. Florenverfälschung oder ökologisch bedenkenlos? NNA-Berichte 4 (1). S. 48-55.*

Knoerzer, D. 1999. *Zur Naturverjüngung der Douglasie im Schwarzwald. Gebrüder Borntraeger Verlagsbuchhandlung, Stuttgart. 306 S.*

Knoerzer, D., Kuehnel, U., Theodoropoulos, K. und Reif, A. 1995. *Zur Aus- und Verbreitung neophytischer Gehölze in Südwestdeutschland unter besonderer Berücksichtigung der Douglasie (Pseudotsuga menziesii). In: Böcker, R., Gebhardt, H., Konold, W., Schmidt-Fischer, S. (Hrsg.). Gebietsfremde Pflanzenarten. Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope. Kontrollmöglichkeiten und Management. S. 67–81.*

Kowarik, I. 1995. *Time lags in biological invasions with regard to the success and failure of alien species. In: Pyšek, P., Prach, K., Rejmanke, M. und Wade, M. (Hrsg.). Plant invasions: general aspects and special problems. S. 15–38.*

Kownatzki, D., Kriebitzsch, W.-U., Bolte, A., Liesebach, H., Schmitt, U. und Elsasser, P. 2011. *Zum Douglasienanbau in Deutschland: Ökologische, waldbauliche, genetische und holzbiologische Gesichtspunkte des Douglasienanbaus in Deutschland und den angrenzenden Staaten aus naturwissenschaftlicher und gesellschaftspolitischer Sicht. Johann Heinrich von Thünen-Institut, Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei (vTI), Braunschweig. 78 S.*

Lockwood, J. L., Cassey, P. and Blackburn, T. 2005. *The role of propagule pressure in explaining species invasions. Trends in Ecology and Evolution. 20: 223-228. doi:10.1016/j.tree.2005.02.004*

Mitchell, R.J., Pakeman, R.J., Broome, A., Beaton, J.K., Bellamy, P.E., Brooker, R.W., Ellis, C. J., Hester, A.J., Hodgetts, N. G., Iason, G.R., Littlewood, N.A., Pozsgai, G., Ramsay, S., Riach, D., Stockan, J.A., Taylor, A.F.S. und Woodward, S. 2016. *How to replicate the functions and biodiversity of a threatened tree species? The case of Fraxinus excelsior in Britain. Ecosystems. 19: 573-586. doi: 10.1007/s10021-015-9953-y*

Nehring, S., Kowarik, I., Rabitsch, W. und Essl, F. 2013. *Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde Gefäßpflanzen. BfN Skripten 352. Bonn – Bad Godesberg: Bundesamt für Naturschutz. 202 S.*

Oberer, F. 2011. *Douglasie als Alternative zur Fichte? Douglasienanbau im Schwarzwald. Wald und Holz. 4(11): 32–35.*

Otto, H.-J. 1997. *Fremdländische Baumarten in der Waldbauplanung. Forst und Holz. 48: 454–456.*

Polley, H., Schmitz, F., Hennig, P. und Kroiher, F. 2010. *Germany. In: Tomppo, E., Gschwantner, T., Lawrence, M. und McRoberts, R. (Hrsg.). National Forest Inventory – Pathways for common reporting. Springer. S. 223–444. doi:10.1007/978-90-481-3233-1*

Rennwald, E. 2000. *Verzeichnis und Rote Liste der Pflanzengesellschaften Deutschlands. Bundesamt für Naturschutz, Bonn – Bad Godesberg. 800 p.*

Spellmann, H., Weller, A., Brang, P., Michiels, H.-G. und Bolte, A. 2015. *Douglasie (Pseudotsuga Menziesii (Mirb.) Franco). In: Vor, T., Spellmann, H., Bolte, A. und Ammer, C. (Hrsg.). Potenziale und Risiken eingeführter Baumarten – Baumartenportraits mit naturschutzfachlicher Bewertung. Universitätsverlag Göttingen. S. 187–217.*

Strubbe, D., Shwartz, A. und Chiron, F. 2011. *Concerns regarding the scientific evidence informing impact risk assessment and management recommendations for invasive birds. Biological Conservation. 144: 2112-2118. doi:10.1016/j.biocon.2011.05.001*

Vanderhoeven, S. und Branquart, E. 2010. *[THE HARMONIA INFORMATION SYSTEM AND THE ISEIA PROTOCOL] – Explanatory document for the Life + Project AlterIAS. http://www.alterias.be/images/stories/downloads/harmonia_iseia_en.pdf*

Verbrugge, L. N. H., Van Der Velde, G., Hendriks, A. J., Verreycken, H. und Leuven, R. 2012. *Risk classifications of aquatic non-native species: Application of contemporary European assessment protocols in different biogeographical settings. Aquatic Invasions. 7: 49-58.*

Walentowski, H. 2008. *Die Douglasie naturschutzfachlich betrachtet. LWF Wissen. 59: 67-69.*

Wevell Von Krüger, A., Winkler, K., Kärcher, R. und Moosmann, S. 2015. *Methodenhandbuch für die WSA-Aufnahmesoftware. Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Naturverwaltung Luxemburg. 51 S.*

5.4 Herausforderungen und Chancen – die Sitka-Fichte in Irland

Padraig O'Tuama, Paddy Purser, Faith Wilson und Áine Ní Dhubháin

Infolge der jahrhundertelangen Abholzung für landwirtschaftliche und industrielle Zwecke war zu Beginn des 20. Jahrhunderts nur noch 1 % der Landfläche Irlands bewaldet. 1904 wurde deshalb ein Aufforstungsprogramm gestartet. In den Anfängen dieses Programms wurde die Waldkiefer (*Pinus sylvestris* L.) bevorzugt, wobei die Waldkiefer eine der nur drei heimischen Nadelbäume ist, neben ihr noch Wachholder (*Juniperus communis* L.) und Eibe (*Taxus baccata* L.) (Joyce und O'Carroll 2002). Im Laufe der Zeit etablierte sich jedoch die Sitka-Fichte (*Picea sitchensis* (Bong.) Carr.) als die am häufigsten angepflanzte Art. Das natürliche Verbreitungsgebiet dieser Art beschränkt sich im Wesentlichen auf einen schmalen Küstenstreifen entlang der Pazifikküste Nordamerikas, der sich über eine Strecke von ca. 2900 km vom Breitengrad 61° N am westlichen Ende des Golfs von Alaska bis zum Breitengrad 39° N im Norden Kaliforniens erstreckt. Die Sitka-Fichte wurde 1835 als Solitärgehölz in Irland eingeführt (Twomey et al. 2002). Ihr Wert als Wirtschaftsbaum zeigte sich allerdings erst im Rahmen eines waldbaulichen Versuchs, der 1905 im Osten Irlands durchgeführt wurde und bei dem die Sitka-Fichte unter schwierigen Standortbedingungen wie beispielsweise auf feuchtem Boden und exponierten Grünflächen hervorragend wuchs. An diesen Standorten waren Ertragsklassen von 24 m^3 pro Hektar und Jahr nicht unüblich (O'Carroll 1984). An anderen Orten wuchs die Baumart erfolgreich in Höhenlagen im Bereich von 305 bis 550 m (Joyce und O'Carroll 2002). 1925 wurde die Sitka-Fichte in großem Umfang auf feuchten Böden angepflanzt und avancierte zur am schnellsten wachsenden Art der Gattung Fichte (Forbes 1925).

In ersten Versuchen erwies sich die Sitka-Fichte als am besten geeignete Art für die zur Verfügung stehenden Aufforstungsstandorte.

Durch die im 20. Jahrhundert verfolgte Regierungspolitik, wurde das für die Aufforstung zur Verfügung stehende Land auf hochgelegene Torfbodengebiete sowie auf Landflächen, die für die Landwirtschaft als unproduktiv angesehen wurden, beschränkt und somit das Artenspektrum, das sich erfolgreich etablieren konnte, begrenzt (Gray 1963). Die Entwicklung von Kultivierungs- und Drainageverfahren, wie z. B. Anschüttung und Pflügen, machte die Aufforstung solcher Standorte möglich. Die Sitka-Fichte wurde wegen ihres nachgewiesenen Produktionspotenzials ausgewählt (White 1956). 1956 hatte sich die Sitka-Fichte zu der am häufigsten gepflanzten Baumart im Rahmen des von der irischen Forestry Division verfolgten Aufforstungsprogramms auf Deckenmooren (O'Gruineil 1956, White 1956) und torfbedeckten Mooren (Parkin 1957) entwickelt.

Abb. 101: Sitka-Fichtenwald im Gougane Barra Forest Park in Cork, angepflanzt im Jahr 1940 auf torfigem Gleyboden (Foto: P. O'Tuama).

Die Sitka-Fichte bedeckt 52 % der Waldfläche Irlands und wird in den nächsten zwei Jahrzehnten 83 % der Gesamternte ausmachen.

Die Sitka-Fichte gewann im Rahmen des Aufforstungsprogramms zunehmend an Bedeutung und machte im Jahr 1985 60 % des Pflanzungsprogramms aus. Zu diesem Zeitpunkt begannen sich private Aufforstungsinitiativen, die bis dahin vernachlässigbar gering war, aufgrund der Verfügbarkeit von Zuschüssen zu entwickeln. Das Spektrum der für die Aufforstung zur Verfügung stehenden Standorte wurde auf gut entwässerte, mineralische Böden erweitert. Die hohen Wachstumsraten, die von der Sitka-Fichte auf diesen besseren Bodenarten erreicht wurden – Farrelly et al. (2009) verzeichneten Erträge in Höhe von 32 m^3 pro Hektar und Jahr – machten die Aufforstung in Verbindung mit den entsprechenden Zuschüssen zu einer attraktiven alternativen Landnutzungsoption für Grundbesitzer (Upton et al. 2013). Infolgedessen wurden Aufforstungen in den letzten Jahren überwiegend vom privaten Sektor (in der Regel Landwirte) übernommen, wobei der Anteil der Sitka-Fichte 2014 65 % der Aufforstung in Irland ausmachte (Forest Service 2015). Heute zählt die Sitka-Fichte zu den wichtigsten Wirtschaftsbaumarten in der irischen Forstwirtschaft, wobei 2012 334 560 Hektar oder 52 % der Gesamtanbaufläche auf sie entfielen (Forest Service 2013). Beim Zuwachsvolumen ist der Anteil geringfügig höher und entspricht 59 % oder 57,56 Mio. m^3 bei einem jährlichen Bruttovolumenzuwachs von 5,39 Mio. m^3. Auf die Sitka-Fichte entfallen 78,7 % (2,84 Mio. m^3) der durchschnittlichen jährlichen Gesamternte (3,65 Mio. m^3) (Forest Service 2013).

In Irland kommt die Kahlschlagmethode zum Einsatz und die überwiegende Mehrheit der Waldbestände, einschließlich der Sitka-Fichtenbestände, wird im Rahmen dieses Systems bewirtschaftet (Vítková et al. 2013). Der irische Forst- und Holzsektor hat die Kurzholzerntemethode aus Skandinavien übernommen, wobei verschiedene Holzsortierungen im Wald abgelängt und an den Straßenrand gerückt werden, wo sie gestapelt und zu den verschiedenen verarbeitenden Betrieben transportiert werden. In den letzten beiden Jahrzehnten haben diese Betriebe in hochmoderne Anlagen investiert, in denen auch Stämme von kleineren Bäumen verarbeitet werden können. In Verbindung mit der Aufforstung von produktiveren Standorten und der Angst vor Windwurf hat dies bei der Sitka-Fichte zu verkürzten Umtriebszeiten geführt, die nun selten bis zum Erreichen des maximalen durchschnittlichen jährlichen Zuwachses ausgehalten werden.

Sitka-Fichtenholz eignet sich besonders gut als Rohstoff für die Span- und Faserplattenherstellung.

Abb. 102: Ausgewachsene Sitka-Fichten im Ballinagapogue Forest in der Grafschaft Wicklow (Foto: L. Vítková).

Sitka-Fichten Schnittholz wird vorzugsweise für Dachstühle, Bodenbeläge und zur Holzbau Ständerbauweise verwendet. Ferner findet es auch bei der Herstellung von Paletten und Zaunmaterial (nach der Behandlung mit Konservierungsmittel) Verwendung und gilt

als idealer Rohstoff für alle Arten von Spanplatten (Cahalane 1987). Dank seiner relativ geringen Dichte eignet es sich auch besonders gut für die Herstellung von Grob- und Pressspanplatten. Durch die relativ langen Fasern kommt es auch bei der Faserplattenproduktion zum Einsatz (Joyce und O'Carroll 2002).

Angesichts des Stellenwerts der Sitka-Fichte im Hinblick auf den Waldbesitz ist es nicht überraschend, dass sie einen erheblichen Anteil der Holzernte in Irland ausmacht. Die Gesamternte über alle Waldbesitzarten belief sich 2012 auf 3,65 Mio. m^3. Es wird davon ausgegangen, dass die Gesamternte bis 2028 auf 6,4 Mio. m^3 ansteigen wird, da der Holzertrag der seit 1980 angelegten Privatwälder hinzukommt (COFORD Wood Mobilisation Group 2015). Schätzungen zufolge wird Fichtenholz (vor allem Sitka-Fichtenholz) 83 % des prognostizierten Gesamtproduktionsvolumens in den nächsten beiden Jahrzehnten umfassen. Somit stimmt der sozioökonomische Beitrag des Anbaus und der Verarbeitung der Sitka-Fichte mit den jüngsten Schätzungen überein, nach denen die Gesamtbeschäftigung in der Forstwirtschaft bei 12 000 lag (COFORD 2014), wobei die Gesamtproduktion (einschließlich direkter und induzierter Effekte) 2012 ungefähr 2,3 Milliarden € (COFORD 2014) betrug.

Die größten Bedrohungen für die Sitka-Fichtenbestände sind Wind, Hylobius abietes *und* Heterobasidion annosum.

Die Sitka-Fichte ist in Irland zahlreichen abiotischen und biotischen Bedrohungen ausgesetzt. Bei der Bewertung dieser Bedrohungen lassen sich die mit der Art selbst verbundenen Risiken nur schwer von den Risiken abgrenzen, die mit dem Waldmanagementsystem einhergehen. Viele der Risiken für die Sitka-Fichte werden durch die Bewirtschaftung in Monokulturen und Altersklassenwirtschaft verstärkt, wobei eine Optimierung der Holzproduktion erreicht wird, aber nicht die gleiche Widerstandsfähigkeit gegen Risiken geboten wird. Im Gegensatz zu stärker gemischten, vielfältigeren oder naturnahen Waldgebieten. Zu diesen Bedrohungen zählen:

- **Windschäden** – angesichts der Klimamodelle, die häufiger auftretende und schwerere Stürme vorhersagen, wird eine Zunahme solcher Schäden erwartet (Purser et al. 2004);
- **Wildschäden** – die fortlaufende Ausdehnung der Waldflächen in Irland führt zu einem größeren Habitatgebiet für Reh- und Rotwild. Dies bedeutet, dass nachhaltige Wildmanagementpraktiken zu einem wesentlichen Bestandteil des Waldmanagements werden müssen, wenn erhebliche Schäden am Sitka-Fichtenbestand vermieden werden sollen (vgl. Exkurs IV);
- **Stammfäule** – verursacht durch den Pilz *Heterobasidion annosum*, gilt als gravierendste biotische Bedrohung der Sitka-Fichte in Irland (Joyce und O'Carroll 2002);
- **Grüne Fichtenlaus** (*Elatobium abietinum*) – hat bislang die Produktivität während Perioden mit hohen Lauspopulationen beeinträchtigt, stellt jedoch angesichts der durch die Klimamodelle vorhergesagten milderen Winter in Irland eine potenziell größere Bedrohung dar;
- **Großer Rüsselkäfer** (*Hylobius abietis*) – eine Bedrohung für die Sitka-Fichte und andere Arten, die neu gepflanzt werden auf oder in der Nähe von Aufforstungsflächen,

auf denen Brutmaterial in Form von Baumstümpfen und Restholz mit intakter Rinde in großen Mengen anzutreffen ist;

- zwei verschiedene Arten von **Borkenkäfern**, Großer Fichtenborkenkäfer (*Dendroctonus micans*) und Europäischer Fichtenborkenkäfer (*Ips typographus*) – diese kommen in Irland zwar gegenwärtig noch nicht vor, stellen aber potenziell eine ernste Bedrohung für die Sitka-Fichte dar.

Abb. 103: Windwurf im Sitka-Fichtenbestand im Ballinagapogue Forest in der Grafschaft Wicklow nach einem Sturm im Jahr 2014 (Foto: L. Vítková).

Die Auswirkungen der Sitka-Fichte als nichtheimische Nadelbaumart auf die Flora und Fauna Irlands lassen sich nur schwer von den Folgeerscheinungen abgrenzen, die auftreten, wenn die Sitka-Fichte in sensiblen Habitaten und an ungeeigneten Standorten in Monokultur angepflanzt wurde.

Die Dominanz der Sitka-Fichte in den irischen Wäldern hat sich unterschiedlich auf die Biodiversität in Irland ausgewirkt. Die ökologischen Auswirkungen von Anpflanzungen dieser Art und der im Anschluss daran eingesetzten waldbaulichen Methode (Kahlschlag) betreffen das ursprüngliche Habitat sowie die hierdurch beeinträchtigte Biodiversität. Die Unterpflanzung von seltenen heimischen Wäldern und halbnatürlichen Altwäldern mit eingeführten Baumarten, darunter Sitka-Fichte (sowie Gemeine Fichte (*Picea abies* (L.) Karst), Weißtanne (*Abies alba* Mill.), Buche (*Fagus sylvatica* L.), Bergahorn (*Acer*

pseudoplatanus, L.), Hemlocktanne (*Tsuga heterophylla* (Raf.) Sarg.) usw.), war insbesondere in den 1940er-, 1950er- und 1960er-Jahren gängige Praxis. Durch die Einführung dieser Arten, die eine dichte Beschattung bilden, wird die natürliche Strukturdynamik der Wälder unterbrochen, was sich nachteilig auf die Naturverjüngung des Bestands sowie die Entwicklung der Kraut- und Strauchschicht auswirkt. Aus ökologischer Sicht schwerwiegender war allerdings die Anlage von Monokulturen aus Sitka-Fichte und anderen Nadelbaumarten in Torfmoorlandschaften. Diese Habitate zählten zu den am häufigsten aufgeforsteten Bodenarten in Irland, und zwar sowohl insgesamt (52 % der gesamten Aufforstung) als auch in den 10-Jahres Perioden nach 1956, als die Aufforstungsaktivitäten intensiviert wurden (Wilson et al. 2012). Bei den Torfmooren, die am häufigsten aufgeforstet wurden, handelte es sich um Deckenmoore und Feuchtheiden (Smith et al. 2006). Bis 1955 fand die Aufforstung mehrheitlich auf gut entwässerten Böden statt. Der Anteil der Pflanzungen auf Torf stieg zwischen 1956 (12 %) und 1985 (71 %) an und sank zwischen 1996 und 2005 wieder auf 43 % ab. Seit 1990 ist ein allgemeiner Abwärtstrend bei der Bepflanzung von Torfböden zu verzeichnen (Black et al. 2008), was auf Änderungen in der Waldpolitik zurückzuführen ist. Die Aufforstung bestimmter ökologisch sensibler Standorte, darunter Natura 2000 Gebiete, ist nun verboten. Dennoch haben die Hinterlassenschaften vormaliger Aufforstungen von Torfland zu einem umfangreichen Verlust an Flächen mit ökologisch wichtigen Habitaten im Tief- und Hochland geführt. Dies schließt auch den Verlust von artenreichem Grünland und vieler Torfmoorhabitate ein und hat Auswirkungen auf zahlreiche geschützte Tierarten. Es wurde festgestellt, dass sich die Aufforstung mit exotischen Arten nachteilig auf Habitate sowie Flora und Fauna gemäß Anhang I und II der EU-Habitat-Richtlinie ausgewirkt hat (NPWS 2013a, 2013b, 2015). Die spezifischen Auswirkungen der Sitka-Fichte in dieser Hinsicht lassen sich nur schwer abschätzen und eingrenzen, obwohl sie die am häufigsten eingesetzte Art war. Auch lässt sich nur schwer abschätzen, welche Risiken der Art selbst zuzuordnen sind und nicht auf das Waldmanagementsystem (Kahlschlag) und die angewandten Methoden, wie z. B. Entwässerung und Monokultur, zurückgeführt werden können.

Ursachen für die Schädigung der Biodiversität waren der direkte Verlust von Habitaten, Änderungen der natürlichen Entwässerungsmuster, Düngung, Verlandung, Gewässerversauerung, Verschattung, Verjüngung eingeführter Baumarten, Bodenerosion, nachlassende Wasserqualität, Eutrophierung usw. Der natürliche Zyklus der Kohlenstoffbindung durch die Torfmoore wurde ebenfalls beeinträchtigt.

Die Auswirkungen dieser Schäden werden durch verschiedene Projekte, die im Rahmen des LIFE-Nature-Programms der EU finanziert werden, teilweise wieder umgekehrt. Hierzu zählen Projekte von Coillte Teo. (eine Gesellschaft mit beschränkter Haftung), die für das Management des überwiegenden Teils der öffentlichen Wälder zuständig ist und vom Ministerium für Landwirtschaft, Fischerei und Ernährung und dem Finanzministerium finanziert wird, zur Wiederherstellung und Erhaltung von 571 Hektar Hochmoor, fast 2 000 Hektar Deckenmoor und 550 Hektar an prioritären heimischen Waldlandschaften innerhalb von Natura-2000-Gebieten. Diese werden hauptsächlich durch natürliche Hydrologie- und Drainagesysteme von Torfmoorstandorten sowie der Entfernung von Nadelbäumen wiederhergestellt. Im Rahmen des unlängst angelaufenen Kerry-LIFE-Projekts (2014–2019), das auf die Wiederherstellung von Populationen der Flussperlmuschel (*Margaritifera margaritifera* Linnaeus, 1758) im Südwesten des Landes abzielt, sollen verschiedene Waldmanagementmethoden erprobt werden.

Irwin et al. (2014) untersuchten vor Kurzem die Artenvielfalt und -gemeinschaften von Pflanzen, Wirbellosen und Vögeln in von Sitka-Fichte und Gemeiner Fichte dominierten

Pflanzungen in Irland im Vergleich zu naturnahen Wäldern in demselben Gebiet, die von Eiche (*Quercus* spp.) und Esche (*Fraxinus excelsior* L.) geprägt sind. Ihre Studie ergab, dass die Artenvielfalt in Fichtenpflanzungen genauso hoch sein kann wie in naturnahen Wäldern, dass die Pflanzungen und naturnahen Wälder aber unterschiedliche Artenzusammensetzungen unterstützen. Im Hinblick auf zahlreiche Taxa zeigten die Artenvielfalt in Pflanzungen der Gemeinen Fichte größere Ähnlichkeiten mit heimischen Wäldern als von der Sitka-Fichte dominierte Pflanzungen.

Eine Untersuchung der Bodenflora in verschiedenen Aufforstungsflächen (Sitka-Fichte, Gemeiner Fichte, Japanischer Lärche (*Larix kaempferi* (Lamb.) Carr.) und Eschen) und heimischer Wälder in Irland (Coote et al. 2012) ergab, dass keine der aus Nadelwaldpflanzungen bestehenden Pflanzengemeinschaften mit halbnatürlichen Eichen- oder Eschenwäldern vergleichbar war.

In einigen Fällen haben Tierarten von Sitka-Fichtenpflanzungen, die ein vielfältiges Nahrungs- und Bruthabitat für die verschiedensten Vogelarten wie beispielsweise Rabe (*Corvus corax* Linnaeus, 1758), Tannenmeise (*Periparus ater* Linnaeus, 1758), Waldohreule (*Asio otus* Linnaeus, 1758), Fichtenkreuzschnabel (*Loxia curvirostra* Linnaeus, 1758) usw. bereitstellen, profitiert. So konnten einige Arten ihr Gebiet ausdehnen, wie beispielsweise Baummarder (*Martes martes* Linnaeus, 1758), Bussard (*Buteo buteo* Linnaeus, 1758) (Balmer 2013) und nichtheimische Hirscharten (Carden et al. 2011). Zudem bieten solche Pflanzungen Zuflucht vor nichtheimischen Rivalen, wie beispielsweise dem Eichhörnchen (*Sciurus vulgaris* Linnaeus, 1758) vor dem Grauhörnchen (*S. carolinensis* Gmelin, 1788) (Waters und Lawton 2011).

Die Auswirkungen der Sitka-Fichte als nichtheimische Nadelbaumart auf die Flora und Fauna Irlands lassen sich nur schwer von den Wirkungen abgrenzen, die auftreten, wenn die Sitka-Fichte in sensiblen Habitaten und an ungeeigneten Standorten in Monokultur angepflanzt wurde. Die allgemeine waldbauliche Methode des Kahlschlags mit einer durchschnittlichen Umtriebszeit von ungefähr 40 Jahren hat ebenfalls zu einer Verstärkung dieser Auswirkungen beigetragen. Es gibt nur wenige Standorte mit älteren Beständen. Inwieweit sich die Sitka-Fichte potenziell zu einer invasiven Art im weiteren Sinne entwickeln könnte, ist ebenfalls unbekannt, da die Sitka-Fichte erst im Alter von 30 Jahren beginnt Samen zu erzeugen. Gegenwärtig ist die Sitka-Fichte eine „gelb" gelistete invasive Art in Irland, deren Auswirkung im Hinblick auf die Schutzziele angesichts der mangelnden Daten, die auf eine Wirkung (oder eine fehlende Wirkung) hindeuten, unsicher ist.

Die Sitka-Fichte wurde vor fast 200 Jahren in Irland eingeführt. Sie ist in Irland unter den feuchten klimatischen Bedingungen, die mit ihrem natürlichen Gebiet vergleichbar sind, gut gewachsen und zeigt innerhalb Europas mit die höchsten Wachstumsraten. Sie war und ist weiterhin die dominierende Art in den Wäldern Irlands und wird somit den größten Anteil des Holzaufkommens der irischen Wälder ausmachen, was zumindest für die nächsten beiden Jahrzehnte gilt. Außerdem spielt die Sitka-Fichte eine wichtige Rolle im aufstrebenden privaten Forstwirtschaftssektor Irlands. Die größten Bedrohungen für die Sitka-Fichtenbestände sind Wind, *Hylobius abietes* und *Heterobasidion annosum*. In den ersten Jahren wurde die Sitka-Fichte an Standorten, die heute als sensibel bewertet werden, in Monokultur angepflanzt, was erhebliche negative Folgen für die Umwelt nach sich zog. Neuere Aufforstungen erfolgten jedoch in weniger sensiblen Gebieten. Die Naturverjüngung der Sitka-Fichte wird unter bestimmten Umständen nach der Durchforstung älterer Bestände auftreten und erfolgreich sein (Joyce und O'Carroll, 2002). Jedoch hat

sich die Sitka-Fichte nach Meinung der Autoren im Gegensatz zu einigen anderen invasiven Arten nicht außerhalb von Waldgebieten verjüngt, sodass von ihr keine Bedrohung in Form einer weitläufigen invasiven Verbreitung ausgeht.

Literaturverzeichnis

Balmer, D., Gillings, S., Caffrey, B., Swann, B., Downie, I. und Fuller, R. 2013. *Bird Atlas 2007-11: The Breeding and Wintering Birds of Britain and Ireland. British Trust for Ornithology, Thetford.*

Black, K., Gallagher, G., O'Brien, P., Redmond, J., Barrett, F. und Twomey, M. 2008. *Dispelling myths: the true extent of recent peatland afforestation in Ireland. Coford, Dublin.*

Cahalan, C.M. 1987. *Wood properties of Sitka spruce. In: Henderson, D.M. und Faulkner, R. (Hrsg.). Sitka spruce. Proceedings of The Royal Sociey of Edinburgh Section B: Biologicial Science, 93(1–2): 205–212.*

Carden, R.F., Carlin, C.M., Marnell, F., McElholm, D., Hetherington, J. und Gammell, M.P. 2011. *Distribution and range expansion of deer in Ireland. Mammal Review 41(4): 313–325. doi:10.1111/j.1365-2907.2010.00170.x*

COFORD, 2014. *Irish forestry and the economy. http://www.coford.ie/media/coford/content/publications/forestry2030/00504%20Forestry%202030%20Inserts%20-%2003%20Economy.pdf [Zugriff im Februar 2016].*

COFORD Wood Mobilisation Group. 2015. *Mobilising Ireland's forest resource. COFORD, Dublin. 38 S. Coote L., French, L.J., Moore, K.M., Mitchell, F.J.G. und Kelly, D.L. 2012. Can plantation forests support plant species and communities of semi-natural woodland? Forest Ecology and Management. 283: 86–95. doi:10.1016/j.foreco.2012.07.013*

Farrelly, N., Ní Dhubháin, Á., Nieuwenhuis M. und Grant, J. 2009. *The distribution and productivity of Sitka spruce (Picea sitchensis) in Ireland in relation to site, soil and climatic factors. Irish Forestry. 66: 51–73.*

Forbes, A.C. 1925. *Forestry notes. Department of Lands and Agriculture, The Stationary Office, Dublin.*

Forest Service 2013. *The second national forestry inventory – Republic of Ireland results. Forest Service, Department of Agriculture Food and the Marine. Government Publications, Dublin. 265 S.*

Forest Service 2015. *Irelands Forests- Annual Statistics. Forest Service, Department of Agriculture, Food and the Marine. http://www.agriculture.gov.ie/media/migration/forestry/forestservicegeneralinformation/Annual%20Forest%20Sector%20Statistics%20%202015.pdf [Zugriff im Juni 2016].*

Gray, H.J. 1963. *The economics of Irish forestry. Journal of the Statistical and Social Enquiry Society of Ireland. 21(2): 18–24.*

Irwin, S.M.P., Scott, Coote, L., Dietzsch, A.C., Wilson, M. W., Oxbrough, A., Seeney, O., Moore, K.M., Martin, R., Kelly, D.L., Mitchel, F.J.G., Kelly, T.C. und O'Halloran, J. 2014. *The value of plantation forests for plant, invertebrate and bird diversity and the potential for cross-taxon surrogacy. Biodiversity and Conservation, 23: 697–714. doi:10.1007/s10531-014-0627-4*

Joyce, P.M. und O'Carroll, N. 2002. *Sitka spruce in Ireland. COFORD, Dublin, Ireland. 201 S.*

NPWS 2013a. *The Status of EU Protected Habitats and Species in Ireland. Habitat Assessments Volume 2. Version 1.0. Unpublished Report, National Parks & Wildlife Service. Department of Arts, Heritage and the Gaeltacht, Dublin, Ireland.*

NPWS 2013b. *The Status of EU Protected Habitats and Species in Ireland. Species Assessments Volume 3, Version 1.0. Unpublished Report, National Parks & Wildlife Service. Department of Arts, Heritage and the Gaeltacht, Dublin, Ireland.*

NPWS 2015. *Hen Harrier Conservation and the Forestry Sector in Ireland. 31/03/2015. Version 3.2. National Parks and Wildlife Service. Department of Arts, Heritage and the Gaeltacht, Dublin, Ireland.*

O'Carroll, *N. 1984. The forests of Ireland – history, distribution and silviculture. Society of Irish Foresters, Dublin. 128 S.*

O'Gruineil, T. 1956. *A note on peat afforestation with special reference to work carried out in Cloosh Valley, Connemara. Irish Forestry. 13(2): 64–68.*

Parkin, K.F. 1957. *Afforestation of peat-lands in Northern Ireland. Irish Forestry. 14(2): 110–117.*

Purser, P.M., Byrne, K.A., Farrell, E.P. und Sweeney, J. 2004. *The potential impact of climate change on Irish forestry. Irish Forestry. 61(1): 16-34.*

Smith, G.F., Gittings, T., Wilson, M.W., Oxbrough, A., Iremonger, S., O'Halloran, J., Kelly, D.L., O'Sullivan, A., O'Donoghue, S., McKee, A.-M., Neville, P., Mitchell, F.J.G., Pithon, J., Giller, P., O'Donnell, V. und Kelly, T. 2006. *Biodiversity assessment of afforestation sites. Dublin. COFORD and EPA.*

Twomey, M., Fennel, A., und McHugh, F. 2002. *The tree register of Ireland. Irish Forestry. 59(1-2): 40–48.*

Upton, V., Ryan, M., Farrelly, N. und O'Donoghue, C. 2013. *The potential economic returns of converting agricultural land to forestry: an analysis of system and soil effects from 1995 to 2009. Irish Forestry. 70: 61–74.*

Vítková, L., Ní Dhubháin, Á., Ó'Tuama, P. und Purser, P. 2013. *The practice of continuous cover forestry in Ireland. Irish Forestry. 70: 141–156.*

Waters, C. und Lawton, C. 2011. *Red Squirrel Translocation in Ireland. Irish Wildlife Manuals, No. 51. National Parks and Wildlife Service, Department of the Environment, Heritage and Local Government, Dublin, Ireland.*

White, P.J. 1956. *Note on the performance of Sitka spruce on a deep peat. Irish Forestry. 13(1): 15–16.*

Wilson, M.W., Gittings, T., Pithon, J., Kelly, T.C., Irwin, S. und O'Halloran, J. 2012. *Bird diversity of afforestation habitats in Ireland: current trends and likely impacts. Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy 112B(1): 55–68. doi:10.3318/BIOE.2011.22*

5.5 Der Blaue Eukalyptus in Portugal – Chancen und Risiken einer weiträumig angepflanzten Art

Joaquim S. Silva und Margarida Tomé

Der Blaue Eukalyptus zählt zu den am häufigsten angepflanzten Laubbaumarten auf unserem Planeten.

Eukalyptusplantagen (*Eucalyptus* spp., Familie Myrtaceae) machen in den Wäldern Europas die größte, von nichtheimischen Arten bedeckte Fläche aus. Diese Plantagen sind überwiegend auf der Iberischen Halbinsel anzutreffen (Schelhaas et al. 2006). Der Eukalyptus, der sich immer weiter ausbreitet, bedeckt in Portugal und Spanien gegenwärtig ca. 1,5 Mio. ha (MAAMA 2012, ICNF 2013). Die beiden wichtigsten Eukalyptusarten in Europa sind der Blaue Eukalyptus (*Eucalyptus globulus* Labill.) und der Rote Eukalyptus (*Eucalyptus camaldulensis* Dehnh). Der Blaue Eukalyptus, der zu den am häufigsten vorkommenden Baumarten in Portugal zählt, bedeckt dort 812 000 ha, was 26 % der gesamten Waldfläche entspricht (ICNF 2013). Ungefähr 20 % der Eukalyptusbestände in Portugal werden von Zellstoffunternehmen bewirtschaftet, die übrige Fläche von einzelnen Landbesitzern.

Abb. 104: Blätter und Blütenknospen des Blauen Eukalyptus (Foto: H. Marchante).

Der Blaue Eukalyptus ist im Südosten Australiens (Tasmanien und Victoria) heimisch und wurde 1804 in Europa zunächst als Zierbaum in botanischen Gärten eingebracht. In Portugal wurde diese Eukalyptusart in der Mitte des 19. Jahrhunderts eingeführt. Bald nach ihrer Einführung wurden Förster und Botaniker wegen ihrer Schnellwüchsigkeit auf diese Baumart aufmerksam. Der Hauptgrund für den Einsatz in der Forstwirtschaft war anfänglich jedoch ihre Fähigkeit, Feuchtgebiete zu entwässern (Abb. 105), insbesondere Feuchtgebiete an der Küste (Radich 2007). Das erste Zellstoffunternehmen, das Eukalyptusholz verwendete (Celulose do Caima), wurde 1907 in Portugal gegründet. Die Ausbreitung des Blauen Eukalyptus wurde im Wesentlichen durch den wachsenden Bedarf an Rohstoffen in der Zellstoffindustrie – besonders nach den 1960er-Jahren – vorangetrieben. In der ersten portugiesischen Waldinventur (National Forest Inventory (NFI)) wurde die Fläche der Eukalyptusplantagen auf 150 000 ha geschätzt (DGFRA 1966a, b).

Abb. 105: Beispiel für einen einjährigen Eukalyptus im Feuchtgebiet Juncal Gordo in Zentralportugal im Jahr 1911 (Foto: M.A. Rei).

Eukalyptusplantagen werden normalerweise alle 10–12 Jahre verjüngt und nach 2 Umtriebszeiten neu gepflanzt.

Bei Eukalyptusplantagen handelt es sich um gleichaltrige Monokulturen, die nach einem Niederwaldsystem (mit Umtriebszeiten von 10–12 Jahren) zur Zellstoffproduktion bewirtschaftet werden. Neupflanzungen folgen in der Regel nach zwei Niederwaldumtriebszeiten. Die wichtigsten klimatischen Faktoren, welche die Ausbreitung der Plantagen in Portugal einschränken, sind Wasserverfügbarkeit und niedrige Temperaturen (Ribeiro und Tomé 2000), was dazu führt, dass sich die gegenwärtige Verbreitung dieser

Eukalyptusart überwiegend auf die Küstengebiete in Nord- und Zentralportugal und entlang des Flusses Tagus beschränkt. Die Ausbreitung des Blauen Eukalyptus wurde hauptsächlich von einzelnen Landbesitzern und in geringerem Ausmaß von den Zellstoffunternehmen forciert. Es gibt jedoch auch zahlreiche Beispiele von Beständen, die in ungeeigneten Gebieten, überwiegend im Inland und in trockeneren Regionen, etabliert wurden. In diesen Gebieten liegen die Wachstumsraten (Oberhöhe im Bestandsalter von 10 Jahren) unter 14 m, während an guten Standorten die Mehrzahl der Plantagen Höhen von über 20 m im Alter von 10 Jahren aufweisen, was einem durchschnittlichen jährlichen Zuwachs von mehr als 14 m^3/ha entspricht (Tomé 2000). An den besten Standorten kann die Oberhöhe bei fast 28 m liegen, entsprechend einem jährlichen Zuwachs von mehr als 30 m^3/ha, (Tomé 2000). In den vergangenen 50 Jahren wurden Forstpflanzenzüchtungsprogramme entwickelt, die zu Produktivitätssteigerungen zwischen 25 % und 50 % geführt haben (Borralho et al. 2007). In den meisten Industrieplantagen, die von Zellstoffunternehmen bewirtschaftet werden, wird genetisch verändertes Pflanzgut verwendet. Unter den Landbesitzern wird solches Pflanzengut jedoch gegenwärtig nur von einer Minderheit eingesetzt.

Immer mehr Waldbesitzer treten Waldzertifizierungssystemen bei (zu näheren Informationen, wie Probleme mit eingeführten Arten durch Zertifizierung gelöst werden, vgl. Exkurs III). Sowohl das Programme for the Endorsement of Forest Certification (PEFC) als auch das Forest Stewardship Council (FSC) wurden von der Industrie und einzelnen Landbesitzern (überwiegend regionale Waldbesitzerverbände) übernommen, was zur Verbesserung der Produktivität und Umweltleistung der Plantagen beigetragen hat. Abgesehen von diesen Vorteilen gibt es weitere direktere Beweggründe für den Beitritt zu diesen Zertifizierungssystemen. Die zertifizierten Papierprodukte können auf internationalen Märkten verkauft werden, was zu einem höheren Preis führt, den die Zellstoffunternehmen für zertifiziertes Holz an die einzelnen Landbesitzer zahlen. Dies kann für kleinere Landbesitzer besonders attraktiv sein.

Aufgrund ihrer Schnellwüchsigkeit sind Eukalyptusplantagen sehr gut in der Lage, Kohlenstoff aus der Atmosphäre zu binden und Wasser und Nährstoffe aus dem Boden zu extrahieren.

Die ökologischen Auswirkungen von Eukalyptusplantagen wurden bereits vielfach im Rahmen von Studien untersucht. Vor dem Hintergrund der Treibhausgasemissionen und der globalen Erwärmung ist die Kohlenstoffbindung ein wichtiger Aspekt. Aufgrund ihrer Schnellwüchsigkeit sind Eukalyptusplantagen sehr gut in der Lage, Kohlenstoff aus der Atmosphäre zu binden, obwohl dieser Fähigkeit die relativ hohe Zerfallsrate von Papiererzeugnissen entgegensteht (Skog und Nicholson 1998). Wie bei anderen hochproduktiven Baumarten wird die Kohlenstoffbindung stark durch die Wasser- und Nährstoffverfügbarkeit im Boden beeinflusst. Die Zunahme der ober- und unterirdischen Kohlenstoffeinträge betrug in einem Versuch in Portugal 6 Jahre nach der Anpflanzung 5,9 kg C/m^2 an den Kontrollpunkten und 11,4 kg C/m^2 an den Versuchspunkten, die bewässert und gedüngt worden waren (Madeira et al. 2002).

Ein allgemeiner Kritikpunkt bei Eukalyptusplantagen ist ihre Fähigkeit, dem Boden Wasser zu entziehen und darum mit anderen Organismen zu konkurrieren. Ein in Portugal durchgeführter Versuch ergab, dass Eukalyptusbäume weniger Wasser im Kronendach

abfingen als eine heimische Seekiefer (*Pinus pinaster* AIT.), was zu einem geringeren Wasserverlust an die Atmosphäre führte (Valente et al. 1997). Jedoch folgten die Transpirationsraten der beiden Arten einem vergleichbaren Muster bei einem ähnlichen Blattflächenindex (Loustau et al. 1996, David et al. 1997). Andererseits kann der Oberflächenabfluss im Jahr nach einem Kahlschlag erheblich zunehmen (David et al. 1994). Dieser Effekt hielt wegen des raschen Wachstums des Kronendachs 1–3 Jahre an. Eukalyptusplantagen fördern die Ausbildung hydrophober Bodeneigenschaften, was ebenfalls zu einem Anstieg des Oberflächenabflusses beitragen kann (Walden et al. 2015).

Abb. 106: Typischer Eukalyptusbestand in Zentralportugal (zweiter Umtrieb), der von einem Zellstoffunternehmen bewirtschaftet wird (Foto: H. Matias).

Zudem entziehen Eukalyptusplantagen dem Boden eine große Menge an Nährstoffen, obwohl ein wichtiger Anteil der Nährstoffe an den Boden zurückgegeben werden kann, wenn man Blätter, Äste und Rinde nach der Ernte am Standort auf der Fläche belässt (Madeira et al. 2007). Bei neueren Erntemethoden erfolgt keine Entrindung vor Ort, da die Rinde in der Zellstofffabrik zur Energieerzeugung verwendet wird. Es wurde festgestellt, dass die Nährstoffwiederherstellung durch Streuabbau rascher als bei Seekiefer- (Ribeiro et al. 2002) und Eichenbeständen (Canhoto und Graça 1996), aber langsamer als bei Erlenbeständen (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.) vonstatten geht (Pozo et al. 1998). Jedoch hat eine kürzlich durchgeführte Metaanalyse ergeben, dass Eukalyptusplantagen im Gegensatz zu heimischen Wäldern den Streuabbau an Wasserläufen erheblich hemmen (Ferreira et al. 2016). Im Hinblick auf die physikalischen Eigenschaften zeigte sich, dass die Böden in

Eukalyptusbeständen stärker verdichtet sind, was verglichen mit Korkeichenbeständen zu einer geringeren hydraulischen Leitfähigkeit und Infiltrationsrate führt (Madeira 1989).

Eukalyptusplantagen weisen im Allgemeinen eine geringere Artenvielfalt auf als andere gängige Landnutzungssysteme.

Eine der am häufigsten untersuchten Auswirkungen in Plantagen ist die Veränderung der Biodiversität im Vergleich zu natürlichen Ökosystemen. Studien in Portugal (Madeira et al. 2007) ergaben, dass Eukalyptusplantagen eine geringere Dichte an Bodenarthropoden aufwiesen als Seekiefer-Bestände und andere heimische Vegetation. Zu ähnlichen Ergebnissen gelangte man in Bezug auf Springschwänze im Boden und Makroinvertebraten in Uferbereichen (z. B. Abelho und Graça 1996). Bezüglich der Wirbeltiervielfalt zeigten verschiedene von Onofre (2007) durchgeführte Studien, dass Eukalyptusplantagen im Allgemeinen durch eine geringere Vogelvielfalt als andere gängige Landnutzungssysteme in Portugal gekennzeichnet sind. Onofre betont, dass dies zum Teil mit dem intensiven Kurzumtriebssystem zusammenhängt, andererseits aber auch auf den exotischen Charakter des Eukalyptus und die Nichtanpassung der heimischen Fauna zurückzuführen ist.

Die Stilllegung von Plantagen durch Landbesitzer stellt angesichts der zunehmenden Brandgefahr und des geringen ökonomischen und ökologischen Werts dieser Flächen ein ernsthaftes Problem in Portugal dar. In vielen Fällen erfolgt die Stilllegung nach Brandereignissen (Silva et al. 2011). Das Vorkommen von Mischbeständen deutet auf Stilllegungen hin, da es sich bei den meisten aktiv bewirtschafteten Wäldern um Monokulturen handelt. 2005 existierten 173 000 ha an Mischbeständen aus Eukalyptus und Kiefer, was einem Anstieg von 75 % gegenüber 1995 entspricht (AFN 2010). Mischbestände aus Eukalyptus und Kiefer sind sehr häufig und bezogen auf alle Waldarten in Portugal mit der größten Brandgefahr verbunden (Moreira et al. 2009). Durch die Stilllegung von Plantagen könnte aber der Naturalisationsprozess der Art angesichts der fehlenden Durchforstung des Unterholzes und des zunehmenden Diasporendrucks gefördert werden (Silva und Marchante 2012).

Waldbrände stellen in Portugal generell ein großes, umweltrelevantes Problem dar (San-Miguel und Camia 2009). Bei Eukalyptusplantagen im Besonderen können die Ansammlung von großen Mengen an Biomasse, das trockene Milieu im Unterholz und das Vorhandensein entzündlicher Öle das Risiko eines Waldbrandes sehr stark erhöhen (Fernandes et al. 2011).

Der Zellstoff- und Papiersektor ist ein wichtiger Bestandteil der portugiesischen Wirtschaft und Eukalyptusholz der wichtigste Rohstoff für die Zellstoff- und Papierindustrie.

2012 trug der Zellstoff- und Papiersektor 8 % zum industriellen BIP und 4,4 % zum nationalen BIP bei und hatte einen Anteil von 4,9 % am gesamten nationalen Ausfuhrvolumen. Daneben wird eine erhebliche Anzahl von Arbeitsplätzen durch die Forstwirtschaft und industrielle Produktionsketten unterstützt, was 1,2 % der Beschäftigung entspricht

(CELPA 2015). Aufgrund dieser bemerkenswerten Zahlen gibt es kontroverse Meinungen und Wahrnehmungen zur Funktion und Bedeutung der Eukalyptusplantagen in Portugal. Die Stadtbevölkerung, die keinen direkten Nutzen aus den Plantagen zieht, steht dem Eukalyptus tendenziell eher negativ gegenüber, da dieser Art ein geringerer ästhetischer und Erholungswert zugeschrieben wird, als dies bei anderen Landnutzungsformen der Fall ist. Landbesitzer vertreten hingegen meist eine gegenteilige Meinung, was auf die Einkünfte aus diesen Plantagen zurückzuführen ist. Der Eukalyptus wird in der Tat häufig auf sehr kleinen Grundstücken angepflanzt. Zudem ist ein Großteil der Plantagenfläche fragmentiert und im Besitz unzähliger kleinerer Landbesitzer. In Gebieten mit dem größten Aufkommen an Eukalyptusplantagen (Mitte und Norden Portugals) gibt es ungefähr 10 Millionen registrierte Grundstücke mit einer durchschnittlichen Fläche von weniger als 1 ha (DGRF 2006). In diesen Regionen wird der Eukalyptus als wichtige Einnahmequelle angesehen – nicht nur von den Landbesitzern, sondern auch von den Personen, die einen direkten oder indirekten wirtschaftlichen Nutzen aus den Plantagen ziehen, wozu beispielsweise Beschäftigte kleinerer Ernte- und Transportunternehmen zählen.

Dies war allerdings nicht immer der Fall, insbesondere während der 1980er-Jahre. Zu diesem Zeitpunkt war ein deutlicher Ausbau der Plantagen zu verzeichnen, der vor allem von Zellstoffunternehmen vorangetrieben und durch die staatliche Politik gefördert wurde. In ländlichen Gebieten gab es Proteste, bei denen in einigen Fällen neuere Eukalyptusplantagen, insbesondere im nördlichen Portugal, von Mitgliedern der Landbevölkerung vernichtet wurden. In diesen Zeitraum fielen auch die von lokalen Nichtregierungsorganisationen organisierten Protestaktionen, bei denen sich Umweltaktivisten an die von Zellstoffunternehmen eingesetzten Bulldozer anketteten. Es sei erwähnt, dass der Eukalyptus damals noch nicht einmal 50 % seiner heutigen Fläche einnahm. Im Laufe der Zeit haben sich viele Bewohner mit den Eukalyptusplantagen abgefunden. 2013 wurden in einer nationalen Zeitung die Ergebnisse der letzten NFI veröffentlicht, wonach sich der Blaue Eukalyptus zur wichtigsten Baumart im Land entwickelt hatte. Es gab jedoch keine nennenswerten Proteste. Daher scheint die Gesellschaft sich daran gewöhnt zu haben, dass der Eukalyptus große Flächen der portugiesischen Landschaft einnimmt. Die nach wie vor verbreitete negative Wahrnehmung ist sehr wahrscheinlich auf den geringeren ästhetischen und Erholungswert zurückzuführen, wobei aber auch ein enger Zusammenhang zwischen Eukalyptusplantagen und Waldbränden besteht. Eine Umfrage zu den Landschaftspräferenzen der Bevölkerung aus dem Naturreservat Serra do Açor ergab außerdem, dass Eukalyptusplantagen die am wenigsten erwünschte Option darstellten (Páscoa et al. 2005).

Der Blaue Eukalyptus ist in Portugal eingeführt, jedoch wird die Einstufung als invasiv kontrovers diskutiert.

Wenn man über die Invasivität einer ökonomisch bedeutenden Art wie beispielsweise des Blauen Eukalyptus spricht, ist es wichtig, einheitliche Begriffe und Beschreibungen zugrunde zu legen. In Portugal wird die Baumart in dem noch gültigen Gesetzesdekret 565/99 offiziell nicht als invasiv genannt, was der von Marchante et al. (2014) vorgelegten Bewertung im portugiesischen Leifaden für invasive Pflanzen widerspricht. Rejmánek und Richardson (2011) gaben an, dass die Fortpflanzungsmerkmale des Eukalyptus keine hohe Invasivität begünstigen, insbesondere im Vergleich zu anderen weiträumig angepflanzten Arten wie z. B. der Kiefer. Die Eukalyptussamen sind klein und daher nicht

besonders gut für Windstreuung geeignet. Darüber hinaus sind die Samen kurzlebig, was die Bildung einer Samenbank im Boden verhindert. Es ist weiterhin wichtig festzuhalten, dass neu etablierte Sämlinge eine hohe Sterblichkeitsrate haben, wenn sie mit dichter Vegetation konkurrieren (Rejmánek und Richardson 2011).

Einer der ersten bekannten Verweise auf eine mögliche Etablierung und Naturalisation des Eukalyptus in Portugal datiert zurück auf das Jahr 1954 (Goes 1977). Neuere Studien zeigen, dass sich der Eukalyptus in großen Gebieten der portugiesischen Landschaft, insbesondere auf verbrannten Flächen, natürlich verjüngen kann. Águas et al. (2014) beobachteten beispielsweise eine Naturverjüngung bei 93 % der Stichprobenpunkte auf verbrannten Flächen mit reinen Eukalyptusbeständen und bei 98 % der Mischbestände. Dieselbe Studie führte zu dem Schluss, dass die Größenverteilung und das Vorkommen fruchttragender Wildlinge eindeutige Beweise dafür sind, dass der Blaue Eukalyptus neue, sich selbst erhaltende Populationen etablieren kann, was die notwendige Voraussetzung für die Zuweisung des Naturalisationsstatus ist. Feuer scheint einen großen Einfluss auf das Öffnen lebender Kapseln im Kronendach zu haben, da hierdurch eine Nekrose des Kapselgewebes und die nachfolgende Samenfreisetzung ausgelöst wird (Santos et al. 2015). In einer landesweiten Untersuchung, die vor Kurzem an Straßenrändern durchgeführt wurde, hat sich bestätigt, dass sich die Art in ganz Portugal vermehren kann. Das Auftreten von Naturverjüngung durch laterale Samenausbreitung wurde bei 60 % der 3111 Stichproben nachgewiesen (Catry et al. 2015). Die oben genannte Untersuchung ergab, dass klimatische Faktoren (z. B. Niederschlag, Lufttemperatur, Frosttage) neben Topografie und Bodenart für das Ausmaß der Naturverjüngung von maßgeblicher Bedeutung waren.

Ein kritischer Aspekt für den Invasivitätsstatus einer angepflanzten eingeführten Baumart ist die Fähigkeit, sich außerhalb der bepflanzten Flächen zu verbreiten. Die Bewertung der lateralen Verbreitung in Spanien (Calviño-Cancela und Rubido-Bará 2013) sowie der Sämlingsetablierung in Portugal (Fernandes et al. 2016) ergab, dass 97 % der Samen und 92 % der Sämlinge des Blauen Eukalyptus innerhalb von 15 m vom Plantagenrand zu finden waren, wobei die maximale Entfernung 80 m bei Samen und 75 m bei Sämlingen betrug. In Portugal ist der einzige dokumentierte Fall, in dem sich der Eukalyptus über eine Entfernung von 100 m hinaus verbreitete, das Naturschutzgebiet Tapada Nacional de Mafra (Catry 2000) in der Nähe von Lissabon, wo die vom Blauen Eukalyptus dominierten Flächen zwischen 1974 und 1995 von 4 ha auf 64 ha zunahmen. Hierbei wurde die von Richardson et al. (2000) vorgeschlagene Definition verwendet. Heathfield et al. (2001) simulierten diese natürlich etablierten Dickungen anhand eines Samenverbreitungsmodells mit einer maximalen Verbreitungsentfernung von 200 m. Sie schlossen, dass dieser dokumentierte Invasionsprozess durch eine Kombination von Faktoren begünstigt worden sein dürfte: Auftreten von Bränden (z. B. Santos et al. 2015), abfallendes Gelände (Catry et al. 2015), günstiges Klima (Catry et al. 2015) und hoher Diasporendruck (Simberloff 2009). Diese Bedingungen sind in den Küstenregionen in Zentral- und Nordportugal relativ häufig anzutreffen, was darauf hindeutet, dass Eukalyptusplantagen und ihre Umgebungen entsprechend bewirtschaftet werden müssen, um eine Verwilderung zu verhindern (Calviño-Cancela und Rubido-Bará 2013).

Chancen und Risiken einer weiträumig angepflanzten Art.

Abb. 107: Verwilderte Eukalyptuswildlinge aus einer stillgelegten Plantage am Straßenrand in der Nähe von Coimbra, Zentralportugal (Foto: J. Silva).

Der wirtschaftlichen Bedeutung der Eukalyptusplantagen in Portugal stehen erhebliche durch Missmanagement verursachte Einschränkungen gegenüber, was zu Beständen mit geringer Produktivität und einer Zunahme der Anfälligkeit gegenüber Waldbränden geführt hat. Dies gilt vor allem für die kleineren Waldparzellen, die in Portugal vom Eukalyptus geprägt sind. Die Fortpflanzungsmerkmale des Eukalyptus sind nicht förderlich für eine Invasion, was im Gegensatz zu einigen Leguminosen- oder Kiefernarten steht. Allerdings ist Naturverjüngung, insbesondere im feuchten Küstenklima Zentral- und Nordportugals, ziemlich verbreitet. Durch das häufige Auftreten von Waldbränden und die Stilllegung von Plantagen kann die Reproduktion neuer Pflanzen stark begünstigt werden. Dennoch verbleiben noch viele Wissenslücken. Abgesehen von der Fallstudie Tapada de Mafra gibt es keine dokumentierten Belege für Invasionsprozesse des Blauen Eukalyptus.

Welche Auswirkungen die Besiedelung durch den Blauen Eukalyptus auf die heimische Vegetation hat, ist immer noch vergleichsweise unerforscht. Obwohl er schnellwüchsiger ist als die heimischen Arten, stellten Moreira et al. (2013) in verbrannten Eukalyptusbeständen eine erhebliche Dichte an heimischen Arten fest, was auf eine hinreichende Resilienz der lokalen Ökosysteme hindeutet. Als Chancen müssen hier die sich durch die Waldzertifizierung ergebenden Möglichkeiten hervorgehoben werden, die sich auf die Verbesserung der Produktivität und Umweltleistung von Eukalyptusplantagen, insbesondere bei Besitzern kleinerer Grundstücke, beziehen. Zudem ist unbedingt zu beachten, dass die Verbreitung guter Praxis in den Eukalyptusbeständen vorrangiges Ziel der Waldbewirtschaftung in Portugal sein sollte, insbesondere vor dem Hintergrund der Schwierigkeiten, die darin begründet sind, dass es eine große Anzahl von schlecht bewirtschafteten kleineren Wäldern gibt, die in der Landschaft verstreut liegen.

Literaturverzeichnis

Abelho, M. und Graça, M.A.S. 1996. *Effects of eucalyptus afforestation on leaf litter dynamics and macroinvertebrate community structure of streams in Central Portugal. Hydrobiologia. 324: 195-204. doi:10.1007/bf00016391*

AFN. 2010. *Relatório Final do 5º Inventário Florestal Nacional. Autoridade Florestal Nacional, Lisbon.*

Águas, A., Ferreira, A., Maia, P., Fernandes, P.M., Roxo, L., Keizer, J., Silva, J.S., Rego, F.C. und Moreira, F. 2014. *Natural establishment of Eucalyptus globulus Labill. in burnt stands in Portugal. Forest Ecology and Management. 323: 47-56. doi:10.1016/j.foreco.2014.03.012*

Borralho, N.M.G., Almeida, M.H. und Potts, B.M. 2007. *O melhoramento do eucalipto em Portugal. In: Alves, A.M., Pereira, J.S., Silva, J.M.N. (Hrsg). O eucaliptal em Portugal. Impactes anbientais e investigalção científica. ISAPress, Lisboa. S. 61-110.*

Calviño-Cancela, M. und Rubido-Bará, M. 2013. *Invasive potential of Eucalyptus globulus: seed dispersal, seedling recruitment and survival in habitats surrounding plantations. Forest Ecology Management. 305: 129–137. doi:10.1016/j.foreco.2013.05.037*

Canhoto, C. und Graça, M.A. 1996. *Decomposition of Eucalyptus globulus leaves and three native leaf species (Alnus glutinosa, Castanea sativa and Quercus faginea) in a Portuguese low order stream. Hydrobiologia. 333: 79-85. doi:10.1007/BF00017570*

Catry, F. 2000. *Projecto de elaboração de cartografia digital de ocupação do solo para a Tapada Nacional de Mafra e área envolvente. Relatório de Projecto. Estação Florestal Nacional, Lisboa.*

Catry, F.X., Moreira, F., Deus, E., Silva, J.S. und Águas, A. 2015. *Assessing the extent and the environmental drivers of Eucalyptus globulus wildling establishment in Portugal: results from a countrywide survey. Biological Invasions. 17: 3163-3181. doi:10.1007/s10530-015-0943-y*

CELPA 2015. *Boletim Estatístico 2014 – Indústria Papeleira Portuguesa CELPA – Associação da Indústria Papeleira, Lisbon.*

David, J., Henriques, M., David, T., Tomé, J. und Ledger, D. 1994. *Clearcutting effects on streamflow in coppiced Eucalyptus globulus stands in Portugal. Journal of Hydrology. 162: 143-154. doi:10.1016/0022-1694(94)90008-6*

David, T., Ferreira, M., David, J. und Pereira, J. 1997. *Transpiration from a mature Eucalyptus globulus plantation in Portugal during a spring-summer period of progressively higher water deficit. Oecologia. 110: 153-159. doi:10.1007/PL00008812*

DGFRA 1966a. *Inventário Florestal ao Norte do Tejo. Direcção Geral dos Recursos Florestais e Aquícolas, Lisboa.*

DGFRA 1966b. *Inventário Florestal ao Sul do Tejo. Direcção Geral dos Recursos Florestais e Aquícolas, Lisboa.*

DGRF 2006. *Estratégia Nacional para as Florestas. DGRF, Lisboa.*

Fernandes, P., Antunes, C., Pinho, P., Máguas, C. und Correia, O. 2016. *Natural regeneration of Pinus pinaster and Eucalyptus globulus from plantation into adjacent natural habitats. Forest Ecology and Management. 378: 91-102. doi:10.1016/j.foreco.2016.07.027*

Fernandes, P.M., Loureiro, C., Palheiro, P., Vale-Gonçalves, H., Fernandes, M.M. und Cruz, M.G. 2011. *Fuels and fire hazard in blue gum (Eucalyptus globulus) stands in Portugal. Boletín del CIDEU. 10: 53-61.*

Ferreira, V., Koricheva, J., Pozo, J. und Graça, M.A. 2016. *A meta-analysis on the effects of changes in the composition of native forests on litter decomposition in streams. Forest Ecology and Management. 364: 27-38. doi:10.1016/j.foreco.2016.01.002*

Goes, E. 1977. *Os eucaliptos – ecologia, cultura produção e rentabilidade. Portucel, Lisboa.*

Heathfield, D., Arianoutsou, M., Georghiou, K., Thanos, C. und Carlos Loureiro, C. 2001. *Seed dispersal. In: Mazzoleni, S. und Legg, C. (Hrsg.) Modmed III – Modelling Mediterranean Ecosystem Dynamics Final Report. European Comission, DG XII, Brussels. S. 211-218.*

ICNF. 2013. *IFN6 – Áreas dos usos do solo e das espécies florestais de Portugal continental. Resultados preliminares. Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas, Lisboa.*

Loustau, D., Berbigier, P., Roumagnac, P., Arruda-Pacheco, C., David, J., Ferreira, M., Pereira, J. und Tavares, R. 1996. *Transpiration of a 64-year-old maritime pine stand in Portugal. 1. Seasonal course of water flux through maritime pine. Oecologia. 107: 33-42. doi:10.1007/BF00582232*

MAAMA 2012. *Anuario de Estadística Forestal 2011. Ministerio de Agricultura Alimentacin y Medio Ambiente, Madrid.*

Madeira, M., Cortez, N., Azevedo, A., Magalhães, M.C., Ribeiro, C. und Fabião, A. 2007. *As plantações de eucalipto e o solo. In: Alves AM, Pereira JS, Silva JMN (Hrsg.) O eucaliptal em Portugal. Impactes anbientais e investigalção científica. ISAPress, Lisboa. S. 138-174.*

Madeira, M., Fabiao, A., Pereira, J., Araújo, M. und Ribeiro, C. 2002. *Changes in carbon stocks in Eucalyptus globulus Labill. plantations induced by different water and nutrient availability. Forest Ecology and Management. 171: 75-85. doi:10.1016/S0378-1127(02)00462-0*

Madeira, M.A.V. 1989. *Changes in Soil Properties under Eucalyptus Plantations in Portugal. In: Pereira, J.S. und Landsberg, J.J. (Hrsg.). Biomass Production by Fast-Growing Trees. Springer Netherlands, Dordrecht. S. 81-99. doi:10.1007/978-94-009-2348-5-6*

Marchante, H., Morais, M., Freitas, H. und Marchante, E. 2014. *Guia prático para identificação de plantas invasoras em Portugal. Imprensa da Universidade de Coimbra, Coimbra.*

Moreira, F., Ferreira, A., Abrantes, N., Catry, F., Fernandes, P., Roxo, L., Keizer, J. und Silva, J. 2013. *Occurrence of native and exotic invasive trees in burned pine and eucalypt plantations: implications for post-fire forest conversion. Ecological Engineering. 58: 296–302. doi:10.1016/j.ecoleng.2013.07.014*

Moreira, F., Vaz, P., Catry, F. und Silva, J.S. 2009. *Regional variations in wildfire preference for land cover types in Portugal: implications for landscape management to minimize fire hazard. International Journal of Wildland Fire. 18: 563–574. doi:10.1071/WF07098*

Onofre, N. 2007. *Os impactos do eucaliptal na fauna selvagem. In: Alves, A.M., Pereira, J.S., Silva, J.M.N. (Hrsg.). O eucaliptal em Portugal. Impactes anbientais e investigalção científica. ISAPress, Lisboa. S. 210-253.*

Páscoa, F., Pinto, L., Fidalgo, B. und Gaspar, J. 2005. *Assessing landscape perceptions and preferences to improve CVM scenarios for landscape changes – A case study for Serra do Açor, Portugal. In: Lange, E. und Miller, D. (Hrsg.). Our shared landscape – Integrating ecological, socio-economic and aesthetic aspects in landscape planning and management. Ascona, Switzerland. Swiss Federal Institute of Technology.*

Pozo, J., Basaguren, A., Elósegui, A., Molinero, J., Fabre, E. und Chauvet, E. 1998. *Afforestation with Eucalyptus globulus and leaf litter decomposition in streams of northern Spain. Hydrobiologia. 373: 101-110. doi:10.1023/a:1017038701380*

Radich, M.C. 2007. *Introdução e expansão do eucalipto em Portugal. In: Silva JS (Hrsg.) Árvores e Florestas de Portugal, Vol. IV Pinhais e eucaliptais – a floresta cultivada, vol 4. Árvores e Florestas de Portugal. Público/FLAD/LPN, Lisboa. S. 151-165.*

Rejmánek, M. und Richardson, D. 2011. *Eucalypts. In: Simberloff D, Rejmánek M (Hrsg.) Encyclopedia of biological invasions. University of California Press, Berkeley. University of California Press, Los Angeles. P. 203-209.*

Ribeiro, C., Madeira, M. und Araújo, M. 2002. *Decomposition and nutrient release from leaf litter of Eucalyptus globulus grown under different water and nutrient regimes. Forest Ecology and Management. 171: 31-41. doi:10.1016/S0378-1127(02)00459-0*

Ribeiro, F. und Tomé, M. 2000. *Climatic classification of Portugal based on digitised climatic maps [in Portuguese]. Revista de ciências agrárias. 23: 39-50.*

Richardson, D.M., Pysek, P., Rejmanek, M., Barbour, M.G., Panetta, F.D. und West, C.J. 2000. *Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. Diversity and Distributions. 6: 93-107. doi:10.1046/j.1472-4642.2000.00083.x*

San-Miguel, J. und Camia, A. 2009. *Forest fires at a glance: facts, figures and trends in the EU. In: Birot Y (Hrsg.) Living with wildfires: what science can tell us. EFI Discussion Paper 15. European Forest Institute, Joensuu. S. 11-18.*

Santos, P. dos, Matias, H., Deus, E., Águas, A. und Silva, J.S. 2015. *Fire effects on capsules and encapsulated seeds from Eucalyptus globulus in Portugal. Plant Ecology. 216: 1611–1621. doi:10.1007/s11258-015-0544-y*

Schelhaas, M.J., Varis, S., Schuck, A. und Nabuurs, G.J. 2006. *EFISCEN Inventory Database. European Forest Institute. Available via European Forest Institute. http://www.efi.int/portal/virtual_library/databases/efiscen/*

Silva, J.S. und Marchante, H. 2012. *Post-fire management of exotic forests. In: Moreira, F., Arianoutsou, M., Corona, P. und de las Heras, J. (Hrsg.). Post-Fire Management and Restoration of Southern European Forests. Springer, Dordrecht. S. 223-255. doi:10.1007/978-94-007-2208-8_10*

Silva, J.S., Vaz, P., Moreira, F., Catry, F. und Rego, F.C. 2011. *Wildfires as a major driver of landscape dynamics in three fire-prone areas of Portugal. Landscape and Urban Planning. 101: 349-358. doi:10.1016/j.landurbplan.2011.03.001*

Simberloff, D. 2009. *The role of propagule pressure in biological invasions. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics. 40: 81-102. doi:10.1146/annurev.ecolsys.110308.120304*

Skog, K.E. und Nicholson, G.A. 1998. *Carbon cycling through wood products: the role of wood and paper products in carbon sequestration. Forest Products Journal. 48: 75-83.*

Tomé, M. 2001. *Wood and non-wood production from plantation forests. In: Ecological and Socio-Economic Impacts of Close-to-Nature Forestry and Plantation Forestry: A Comparative Analysis. Proceedings of the Scientific Seminar of the 7th Annual EFI Conference, Instituto Superior de Agronomia–ISA, Lisbon, Portugal, 2000. EFI Proceedings 37. European Forest Institute, Joensuu, Finland. S. 37-55.*

Valente, F., David, J. und Gash, J. 1997. *Modelling interception loss for two sparse eucalypt and pine forests in central Portugal using reformulated Rutter and Gash analytical models. Journal of Hydrology. 190: 141-162. doi:10.1016/S0022-1694(96)03066-1*

Walden, L., Harper, R., Mendham, D., Henry, D. und Fontaine, J. 2015. *Eucalyptus reforestation induces soil water repellency. Soil Research. 53: 168-177. doi:10.1071/SR13339*

5.6 Integration der Spätblühenden Traubenkirsche in das Waldmanagement in den Niederlanden und Belgien

Bart Nyssen, Jan den Ouden, Kris Verheyen und Margot Vanhellemont

In diesem Kapitel werden die Möglichkeiten einer Integration der Spätblühenden Traubenkirsche (*Prunus serotina* Ehrh. var. serotina) in Wälder auf sandigen Böden in den Niederlanden und Belgien beleuchtet. Wir stellen ein Instrumentarium vor, dass den Förstern bei der Integration der Spätblühenden Traubenkirsche in das Waldmanagement hilft. Diese Fallstudie basiert im Wesentlichen auf der niederländisch-belgischen Publikation **Amerikaanse vogelkers van bospest tot bosboom** (Spätblühende Traubenkirsche – vom Forstschädling zum Wirtschaftsbaum) (Nyssen et al. 2013).

Die Spätblühende Traubenkirsche ist eine wertvolle Holzart, die in Nordamerika heimisch ist und im 17. Jahrhundert in Europa eingeführt wurde.

Im östlichen Teil Nordamerikas kommt die Spätblühende Traubenkirsche häufig vor und gilt als die am weitesten verbreitete heimische *Prunus*-Art auf dem amerikanischen Kontinent (Marquis 1990). Sie ist in den meisten Waldtypen im östlichen Teil Nordamerikas anzutreffen. Allerdings tritt sie nur in künstlich angelegten Kirsche-Ahorn-Wäldern als co-dominante Art auf. In solchen Wäldern ist die Spätblühende Traubenkirsche ein Kernbestandteil zusammen mit Rotahorn (*Acer rubrum* L.), Zuckerahorn (*A. saccharum* Marshall) und Weiß-Esche (*Fraxinus Americana* L.) (Uchytil 1991).

Die erste bekannte Einführung der Spätblühenden Traubenkirsche nach Europa fand 1623 in Frankreich statt. In anderen Ländern Europas, wurde sie erstmalig 1629 in Großbritannien und 1685 in Deutschland gepflanzt. In den Niederlanden wurde die Spätblühende Traubenkirsche 1740 eingeführt und im botanischen Garten in Leiden gepflanzt. Die erste Einführung in Belgien erfolgte etwa zur gleichen Zeit, auch wenn dies nicht hinreichend dokumentiert ist. Seit ihrer ersten Einführung nach Europa wird die Spätblühende Traubenkirsche wegen ihrer ästhetischen Eigenschaften (d. h. Frühjahresblüte, sommerliche Früchte und farbintensives Laub im Herbst) in Baumschulen, Parks und Gärten kultiviert. Am Ende des 19. Jahrhunderts wurde die Spätblühende Traubenkirsche in verschiedenen Versuchsflächen in Deutschland, aber auch in Belgien und den Niederlanden, angepflanzt, um das Holzproduktionspotenzial zu untersuchen (z. B. Schwappach 1896).

Die Spätblühende Traubenkirsche war im 20. Jahrhundert häufig Teil von Aufforstungsprogrammen.

Abb. 108: Naturverjüngung der Spätblühenden Traubenkirsche in einem Kiefernwald nach der Bildung von Rückegassen (Foto: B. Nyssen).

Die starke Ausbreitung der Spätblühenden Traubenkirsche in den Niederlanden fand in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts statt, als man begann, sie als Beimischungsart einzusetzen, um die Ausbreitung von Krankheiten und Bränden in Kiefernplantagen (*Pinus sylvestris* L.) zu verhindern und den Streuabbau zu beschleunigen. Ferner wurde sie verwendet, um Feuerschneisen zwischen einzelnen Kiefernbeständen zu schaffen und Wanderdünen zu stabilisieren. In den 1920er-Jahren begann sich das Vorkommen der Spätblühenden Traubenkirsche in den niederländischen und belgischen Wäldern zu häufen (Muys et al. 1992). Seit 1950 wurde sie auch vermehrt im nordwesteuropäischen Sandgürtel angepflanzt, wo große Flächen unproduktiven Landes (überwiegend Heide und Flugsande) mit der Spätblühenden Traubenkirsche aufgeforstet wurden. In den 1960er-Jahren zeichnete sich in den Niederlanden ab, dass an einigen Standorten die Naturverjüngung und Anpflanzung der heimischen Waldkiefer (der wichtigsten Wirtschaftsbaumart in den Niederlanden), die gewöhnlich im Kahlschlagsystem bewirtschaftet wird (siehe Abb. 108), durch die Dominanz der Spätblühenden Traubenkirsche stark behindert wurden. Die Naturverjüngung der Spätblühenden Traubenkirsche war bereits im Unterholz der Mischbestände aus Waldkiefer und Spätblühender Traubenkirsche vorhanden, und als die reifen Waldkiefernbestände geerntet wurden, wurde diese Verjüngung freigestellt und dominant. Die Förster begannen zunehmend, die Spätblühende Traubenkirsche als gewichtigen Faktor für einen Rückgang der Biodiversität zu betrachten, woraufhin Programme zur Beseitigung der Spätblühenden Traubenkirsche erstellt wurden (Bakker 1963). Durch diese Beseitigungsprogramme konnten sich heimische Arten wie Hänge-Birke (*Betula pendula* Roth), Vogelbeere (*Sorbus*

aucuparia L.) und Faulbaum (*Rhamnus frangula* Mill.) stärker ausbreiten. Mit Ausnahme einer Phase der „Reflektion“ zwischen 1970 und 1985 (Staatsbosbeheer 1984) dauerten die Beseitigungsprogramme bis vor Kurzem an, als steigende Kosten und der letztlich doch eingeschränkte begrenzte Erfolg dieser Programme die Förster dazu veranlasste, den Status der Art zu überdenken und nach alternativen Managementstrategien zu suchen (Abb. 109).

Abb. 109: Vorkommen der Spätblühenden Traubenkirsche in den Niederlanden vor (Iven 1963) und nach den Beseitigungsprogrammen (Beringen und Odé 2012).

Abb. 110: Vorkommen der Spätblühenden Traubenkirsche in Nordbelgien. Die hellblauen Quadrate entsprechen der Verbreitung der Spätblühenden Traubenkirsche im Zeitraum zwischen 1939 und 1971, die schwarzen Kreise der Verbreitung im Zeitraum zwischen 1972 und 2004 (Landuyt van 2006).

Die Spätblühende Traubenkirsche ist im nordwesteuropäischen Sandgürtel eingebürgert, der sich von Nordbelgien über die Niederlande und Dänemark bis in den Norden Polens erstreckt.

Die Naturalisation einer eingeführten Art wird als Prozess beschrieben, in dem die Art neue sich selbst erhaltende Populationen etabliert, sich weit verbreitet und in die heimische Flora integriert (Richardson et al. 2000). Die Spätblühende Traubenkirsche beeinflusst dabei die Zusammensetzung der Krautschicht (Starfinger 1990). In offenen Vegetationstypen, wie z. B. Heiden, wirkt sie sich negativ auf das lokale Ökosystem aus, da sie mit anderen Pflanzen direkt um Licht konkurriert. Die Spätblühende Traubenkirsche kann Heidelandschaften ähnlich schnell besiedeln wie manche heimische Baumarten (z. B. Waldkiefer, Hänge-Birke und Faulbaum). Darüber hinaus wird das Vorkommen der Spätblühenden Traubenkirsche als negativ angesehen, wenn die Waldbesitzer ihren Kiefernwald aus Waldkiefer, Hänge-Birke und Eiche mit einer Krautschicht bestehend aus heliophilen (d. h. lichtbedürftigen) Pflanzenarten wie z. B. Salbei-Gamander (*Teucrium scorodonia* L.), Habichtskräuter (*Hieracium* spp.), Gewöhnliche Goldrute (*Solidago virgaurea* L.) und Wiesen-Wachtelweizen (*Melampyrum pratense* L.) im Pionierstadium erhalten möchten. Durch die Etablierung der Spätblühenden Traubenkirsche verändern sich hauptsächlich die Lichtbedingungen in diesen Wäldern, da sie eine Strauchschicht bildet, die derjenigen von Hänge-Birke, Vogelbeere und Faulbaum ähnelt. Die Ausbreitung der Spätblühenden Traubenkirsche in Wäldern auf sandigen Böden gilt an sich nicht als problematisch, da in diesen Wäldern im Allgemeinen keine seltenen oder gefährdeten Pflanzenarten und Biotope mit hohem Schutzwert anzutreffen sind (Starfinger und Kowarik 2011). Die Spätblühende Traubenkirsche ist eine späte Pionierart und schattet lichtbedürftige Arten wie z. B. Blaues Pfeifengras (*Molinia caerulea* (L.) Moench) und Besenheide (*Calluna vulgaris* (L.) Hull) ab. Zudem fördert sie die typische Waldvegetation wie z. B. Zweiblättrige Schattenblume (*Maianthemum bifolium* (L.) F.W. Schmidt) und Vielblütige Weißwurz (*Polygonatum multiflorum* (L.) All.) (Nyssen et al. 2013, Abb. 111).

Abb. 111: Zweiblättrige Schattenblume und Vielblütige Weißwurz in einem ausgewachsenen Traubenkirschenbestand auf sandigem Boden (Foto: J. Tonckens).

*Die Spätblühende Traubenkirsche ist ein Wirt für viele Arten, die teilweise mit den Arten übereinstimmen, die auch heimische Prunus-Arten wie z. B. Gewöhnliche Traubenkirsche (*Prunus padus *L.), Vogel-Kirsche (*P. avium *L.) und Schlehdorn (*P. spinosa *L.) als Wirt besiedeln.*

Kürzlich wurde festgestellt, dass die Spätblühende Traubenkirsche Lebensraum für eine weniger dichte, aber dafür vielfältigere pflanzenfressende Gemeinschaft bietet als die heimische Gewöhnliche Traubenkirsche (*Prunus padus* L.)– mit ähnlichen Anteilen an Spezialisten und Generalisten (Schilthuizen et al. 2016). Die Herbivorie an der Spätblühenden Traubenkirsche hat sich im letzten Jahrhundert verdoppelt, was darauf hindeutet, dass durch Evolutionsprozesse eine spezialisierte pflanzenfressende Gemeinschaft, die sich auf einer eingeführten Pflanze entwickelt, entstehen kann. Gemeinschaften dieser Art können solche Ausmaße annehmen, dass sie das invasive Potenzial der eingeführten Art im Laufe der Zeit verringern (Schilthuizen et al. 2016). In zahlreichen Studien wurde festgestellt, dass mit der Spätblühenden Traubenkirsche eine Vielzahl an Arten verbunden ist, wie z. B. Insekten (z. B. Nowakowska und Halarewicz 2006, Meijer et al. 2012), Vögel (z. B. Deckers et al. 2008), Säugetiere (z. B. Sebert-Cuvillier 2008) und Pilze (Möller 1998). Ein Beispiel für eine Schmetterlingsart, die auf der Spätblühenden Traubenkirsche anzutreffen ist, ist der Segelfalter oder Schwalbenschwanz (*Iphiclides podalirius* Linnaeus, Abb. 112).

Abb. 112: Raupe des heimischen Segelfalters, die häufig auf den Blättern aller Prunus-Arten, einschließlich der Spätblühenden Traubenkirsche, zu finden ist (Fotos: R. Hille und R. Thassos).

Viele niederländische und belgische Förster betrachten die Spätblühende Traubenkirsche nun als wertvollen Bestandteil des Waldes.

Nachdem die Spätblühende Traubenkirsche nun innerhalb der regulären Forstwirtschaft akzeptiert ist, entfallen die Kosten für deren Bekämpfung. Stattdessen können sogar Erträge aus der Holzproduktion gewonnen werden. Je nach Holzqualität kann das Holz der Spätblühenden Traubenkirsche zum gleichen Preis wie das der Vogel-Kirsche verkauft

werden, wobei die Preise zwischen 65€ und 2500€/m³ liegen (Van der Burgh et al. 2000). In Kronendachlücken entwickeln die Sämlinge der Spätblühenden Traubenkirsche gerade Stämme (z. B. Grundler 2011) und können in das Bestandsmanagement integriert werden. Gegenwärtig stehen bei der Bewirtschaftung von Wäldern mit Vorkommen der Spätblühenden Traubenkirsche drei strategische Managementoptionen zur Verfügung: Beseitigung, Akzeptanz oder Verbesserung der Resilienz des Waldes. Die jeweils gewählte Option hängt von den Auswirkungen der Spätblühenden Traubenkirsche auf die Managementziele ab (Petersen et al. 2015). Abb. 114 zeigt eine Entscheidungshilfe für Waldbesitzer und Forstverwalter bei der Wahl einer Managementstrategie in diesen Wäldern.

Abb. 113: Dieser Förster probierte zahlreiche Methoden aus, um die Spätblühende Traubenkirsche aus den heimischen Waldkiefernwäldern zu beseitigen (z. B. Fällen, Ausreißen oder Behandeln der Baumstümpfe und Blätter mit Glyphosat). Nun denkt er über andere Lösungen nach (Foto: B. Nyssen).

Abb. 114: Entscheidungshilfe in Bezug auf die strategischen Managementoptionen für die Spätblühende Traubenkirsche.

Die Beseitigung der Spätblühenden Traubenkirsche ist unabdingbar, wenn ihr Vorkommen nicht mit den forstwirtschaftlichen Zielen im Einklang steht.

Die Spätblühende Traubenkirsche muss unbedingt beseitigt werden, wenn die Managementziele auf die Erhaltung offener Vegetationstypen, wie z. B. Heide, Wiese, Natura-2000-Waldhabitattypen (insbesondere Lebensraumtyp 9190: alte bodensaure Eichenwälder mit *Q. robur* auf Sandebenen) oder offene Waldtypen mit lichtbedürftigen Baumarten ausgerichtet sind. Die besten Chancen für eine erfolgreiche Beseitigung bestehen, wenn die Population klein und begrenzt ist und ein systematischer Ansatz mit umfassendem Follow-up-Management angewendet wird. Die Beseitigungsmaßnahmen sind sehr kostspielig. Die lokale Beseitigung der Spätblühenden Traubenkirsche kann 20 bis 30 Jahre dauern und erfolgt in zwei Phasen. In der ersten Phase werden die Samenbäume entfernt, wobei sich eine Kombination aus chemischen und mechanischen Maßnahmen als am wirkungsvollsten erwiesen hat. Die Stümpfe der gefällten Bäume werden mit Glyphosat behandelt. Die Kosten dieser Maßnahme liegen je nach Abundanz und

Alter der Bäume zwischen 200€ und 2200€ pro Hektar und Eingriff. In der zweiten Phase muss die gesamte Fläche, auf der die Beseitigungsmaßnahmen durchgeführt wurden, mindestens alle fünf Jahre kontrolliert werden, um die Entwicklung neuer Samenbäume zu verhindern (Nyssen et al. 2013). Diese Behandlung kann auf Waldebene erfolgreich sein, sofern die Fläche eng überwacht und die Etablierung neuer Samenbäume verhindert wird. Dies ist notwendig, da ein halbes Jahrhundert intensiver Beseitigungsprogramme in den Niederlanden – mit geschätzten Kosten von 200 Millionen € – gezeigt hat, dass die Beseitigung der Spätblühenden Traubenkirsche auf Landschaftsebene nicht mehr möglich ist (Abb. 108 und 109). Die Samen der Spätblühenden Traubenkirsche werden durch Vögel und Säugetiere verbreitet (Sebert-Cuvillier 2008), sodass sich die Sämlinge der Spätblühenden Traubenkirsche in offenen Wäldern erneut etablieren können.

Abb. 115: Naturverjüngung der Spätblühenden Traubenkirsche aus Fuchsexkrementen (Foto: J. den Ouden).

Angesichts der Tatsache, dass die Spätblühende Traubenkirsche nicht auf Landschaftsebene beseitigt werden kann, sind die Förster dazu übergegangen, diese Art in ihren Wäldern zu akzeptieren.

Wenn durch das Vorkommen der Spätblühenden Traubenkirsche die Erfüllung der Managementziele nicht behindert wird, dürfte die Akzeptanz der Art die am besten geeignete Option sein. Ist die Holzproduktion eines dieser Managementziele, stellt die Spätblühende Traubenkirsche eine wertvolle Alternative zur Vogel-Kirsche dar. In den Niederlanden und Belgien wurden basierend auf den in Deutschland, Belgien und den Niederlanden gesammelten Erfahrungen Richtlinien für die Produktion von Qualitätsholz aus Spätblühender Traubenkirsche (auf sandigen Böden) aufgestellt. Die

nordamerikanischen Richtlinien (d. h. Perkey und Wilkins 2001, Exkurs 25) wurden dabei ebenfalls in Betracht gezogen.

Das Nichtvorkommen von Baumarten später Sukzessionsstadien, die mit der Spätblühenden Traubenkirsche konkurrieren könnten, verstärkt die Invasibilität dieser Wälder.

Die Waldkiefernwälder im Osten der Niederlande und im Norden Belgiens wurden im 20. Jahrhundert mit dem Ziel der Holzproduktion auf Heiden angepflanzt. Die Waldkiefer wurde stets heimischen Laubbaumarten vorgezogen. Durch die offene Struktur der gleichaltrigen Waldkiefernbestände wurde die Invasion der Spätblühenden Traubenkirsche begünstigt. Darüber hinaus wurden niemals Baumarten später Sukzessionsstadien wie z. B. Rotbuche (*Fagus sylvatica* L.), Hainbuche (*Carpinus betulus* L.), Edelkastanie (*Castanea sativa* Mill.), Bergahorn (*Acer pseudoplatanus* L.) und Winterlinde (*Tilia cordata* Mill.), die mit der Spätblühenden Traubenkirsche konkurrieren könnten, angepflanzt, da die Bodenbedingungen der Heiden für diese Arten ungeeignet waren. Infolgedessen hatten diese Arten später Sukzessionsstadien kaum Chancen, diese Wälder zu besiedeln, nachdem sich die Bodenbedingungen verbessert hatten. Neuere ökologische Untersuchungen helfen dabei, die Rolle der Spätblühenden Traubenkirsche in der Dynamik und Funktionsweise dieser Waldökosysteme zu verstehen (z. B. Verheyen et al. 2007, Vanhellemont 2009).

Exkurs 25: Richtlinien für das Management der Spätblühenden Traubenkirsche (auf sandigen Böden) zum Zweck der Holzproduktion

1. Unter Schirm bestehender Kronen oder in Lücken mit einer Mindestbreite von 10 m und einer Höchstbreite, die dem 1,5-fachen der Höhe der umgebenden Bäume entspricht, verjüngen.
2. Gewünschte Artenzusammensetzung in gemischten Verjüngungsgruppen auswählen.
3. Kontrollpfade in weitläufigen Verjüngungsflächen ausweisen.
4. Bei einer Kronenbasis von ungefähr 2 m, 200 „Optionsbäume“ pro Hektar auswählen.
5. Kontrollen in Abständen von 3 Jahren durchführen, um sicherzustellen, dass sich der Haupttrieb der „Optionsbäume“ gut entwickelt.
6. 40 vitale, gut geformte Zukunftsbäume pro Hektar auswählen, wenn die Kronenbasis eine Höhe von 5 bis 6 m Höhe erreicht.
7. Zukunftsbäume schrittweise freistellen, um das Wachstum von aus dem Stamm wachsenden Wasserreisern zu minimieren; höchstens 1 oder 2 Konkurrenten fällen.
8. Tote und lebende Äste unterhalb der gewünschten Anfangshöhe der Krone entfernen.
9. Anschließend Zukunftsbäume alle 3 bis 6 Jahre freistellen.

Die Spätblühende Traubenkirsche erreicht ihre maximale Kronenausdehnung im Alter von 45–50 Jahren. Auf sandigen Böden ist ein Brusthöhendurchmesser von 50–60 cm im Alter von 50–80 Jahren möglich.

Die Reduzierung des Lichtniveaus im Unterholz sorgt für eine verbesserte Resilienz des Waldes gegenüber der Dominanz der Spätblühenden Traubenkirsche. Die wirkungsvollste Strategie zur Reduzierung der Spätblühenden Traubenkirsche ist die Einführung von schattentoleranten und -werfenden Arten und die Schaffung mehrerer

Kronenschichten. Die Spätblühende Traubenkirsche lässt sich verdrängen, indem schattentolerantere Baum- und Straucharten gepflanzt werden, bevor genügend Licht (d. h. bis zu 10 % relatives Licht) für eine Verjüngung der Spätblühenden Traubenkirsche zur Verfügung steht. Unter solchen Lichtbedingungen können schattentolerante Baumarten wachsen, während die Naturverjüngung der Spätblühenden Traubenkirsche durch die Beschattung verhindert wird (Retter 2004). Die Arten Rotbuche, Hainbuche, Linde (*Tilia* spp.), Ahorn (*Acer* spp.), Fichte (*Picea abies* (L.) H. Karst.), Tanne (*Abies* spp.), Haselnuss (*Corylus avellana* L.), Vogelbeere, Faulbaum und Europäische Stechpalme (*Ilex aquifolium* L.) sind am besten für diesen Zweck geeignet.

Abb. 116: Links: Waldentwicklung auf sandigem Boden unter dem Schirm der Spätblühenden Traubenkirsche in Gegenwart schattentoleranter Arten, wie z. B. Rotbuche, Bergahorn, Edelkastanie, Linde, Haselnuss, Europäische Stechpalme und Eibe in Norg (Niederlande). Rechts: Natürliche Etablierung des Bergahorns unter dem Schirm der Spätblühenden Traubenkirsche in Kessel (Belgien) (Fotos: B. Nyssen).

Die Verjüngung der meisten heimischen Baumarten wird durch eine Überschirmung, die vollständig aus Spätblühender Traubenkirsche besteht, kaum behindert. Im Dickungsstadium beschattet die Spätblühende Traubenkirsche den Waldboden stark und verhindert, dass sich schattenintolerante Arten wie Waldkiefer und Stieleiche etablieren. Sehr schattentolerante Arten wie Rotbuche, Winterlinde und Eibe können sich unter einem dichten Schirm aus Spätblühender Traubenkirsche im frühen Stangenholzstadium etablieren (Hamm et al. 2015a). In späteren Stangenholzstadien lichtet sich der von der Spätblühenden Traubenkirsche gebildete Schirm, was die Etablierung anderer Arten wie z. B. Bergahorn, Haselnuss und Edelkastanie ermöglicht (Niinemets und Valladares 2006). Wenn die Spätblühende Traubenkirsche ihr ausgewachsenes Stadium erreicht, können sich Traubeneiche (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.), Vogelbeere und Douglasie (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) unter ihrem Kronendach etablieren. Jedoch ist zu beachten, dass die Spätblühende Traubenkirsche sich im Falle des Ausbleibens schattentoleranter Baumarten selbst verjüngt und die Artenzusammensetzung dominiert.

Die Streu der Spätblühenden Traubenkirsche ist leicht abbaubar und fördert die Etablierung der Naturverjüngung von Arten später Sukzessionsstadien (z. B. Winterlinde (Hamm et al. 2015b)). Die Streuschicht unter ausgewachsenen Bäumen der Spätblühenden Traubenkirsche ist entsprechend relativ dünn, sodass Sämlinge leichter überleben als in den dickeren Streuschichten, die z. B. in Waldkiefernwäldern (ohne Spätblühende Traubenkirsche) häufig anzutreffen sind. Dies gilt insbesondere für die Arten später Sukzessionsstadien, die von der erhöhten Nährstoffverfügbarkeit der Streuschicht und des Oberbodens unter ausgewachsenen Bäumen der Spätblühenden Traubenkirsche profitieren (Hamm

et al. 2015b). Auf kargen sandigen Böden wird die Blattstreu der Spätblühenden Traubenkirsche relativ rasch abgebaut, wodurch sich die Nährstoffverfügbarkeit erhöht (Vanderhoeven et al. 2005). Durch diese Streu werden die sandigen Böden angereichert, die gewöhnlich von Arten mit weniger rasch abbaubarer Streu, wie z. B. Waldkiefer und Eiche, dominiert werden (Lorenz et al. 2004). Waldkiefernbestände mit Vorkommen der Spätblühenden Traubenkirsche können anstelle des typischen Rohhumus von Kiefernwäldern eine Mull- oder Moderhumusform entwickeln (Bilke 1995). Der Oberboden unter ausgewachsenen Bäumen der Spätblühenden Traubenkirsche kann deutlich höhere Nährstoffkonzentrationen aufweisen und weniger sauer sein als unter einem Waldkiefern- oder Eichenschirm (Crétin 2013). Die Stickstoffaufnahme der Spätblühenden Traubenkirsche aus dem Boden ist relativ hoch, wodurch deutlich weniger Nitrat in das Grundwasser ausgewaschen wird (Lorenz et al. 2004).

Die Spätblühende Traubenkirsche lässt sich in Wäldern auf sandigen Böden durch Wiederansiedelung heimischer Arten, die mit der Spätblühenden Traubenkirsche im Unterholz konkurrieren können, bekämpfen bzw. integrieren.

Wenn die Spätblühende Traubenkirsche dominant ist, können schattentolerante Arten gefördert oder angesiedelt werden. Ein nächster Schritt zur Integration der Spätblühenden Traubenkirsche besteht darin, diese Art zu nutzen, da sie viel zu bieten hat. Sie kann zur Biodiversität und Bodenverbesserung beitragen und ihr Holz wird als wertvoll eingestuft. In den Niederlanden, Belgien und den Nachbarländern befassen sich die Förster zunehmend mit diesen neuen Möglichkeiten im Umgang mit der Spätblühenden Traubenkirsche, die in Abhängigkeit von den jeweiligen Managementzielen entweder ein großes Ärgernis oder eine Art mit interessantem Potenzial sein kann.

Literaturverzeichnis

Bakker, J. 1963. *De ontwikkelingsgeschiedenis van Prunus serotina (Amerikaanse vogelkers) en Amelanchier leavis (Drents krenteboompje) in Nederland. RIVON, Wageningen, The Netherlands.*

Beringen, R. und Odé, B. 2012. *Amerikaanse vogelkers. Nederlands soortenregister. Abrufbar unter: http://www.nederlandsesoorten.nl/nsr/concept/0AHCYFCFTWRM/presenceAndDistribution.*

Bilke, G. 1995. *Ausbreitung, Biomasseproduktion und Naehrelementinkorporation von Strauchschichten aus Spatblühender Traubenkirsche. Unveroeff. Diplomarbeit der Fachhochschule Eberswalde, Fachbereich Forstwirtschaft, Germany.*

Crétin, V. 2013. *Prunus en humus, total results. Wageningen Universiteit, Wageningen, Niederlande.*

Deckers, B., Verheyen, K., Vanhellemont, M., Maddens, E., Muys, B. und Hermy, M.2008. *Impact of avian frugivores on dispersal and recruitment of the invasive Prunus serotina in an agricultural landscape. Biological Invasions. 10(5): 717–727. doi:10.1007/s10530-007-9164-3*

Grundler, A. 2011. *Zu Wachstum von Krone und Schaft der Spätblühenden Traubenkirsche (Prunus serotina) im Käfertaler Wald, Mannheim. Unpublished Thesis Msc. Hochschule für Forstwirtschaft, Rottenburg, Deutschland.*

Hamm, T., Huth, F. und Wagner, S. 2015a. *Kiefernforsten renaturieren trotz Spätblühender Traubenkirsche? AFZ Der Wald. 70(4): 22–25.*

Hamm, T., Huth, F. und Wagner, S. 2015b. *Spätblühender Traubenkirsche – ein Vorteil für das Keimbett? AFZ Der Wald. 70(4): 26.*

Iven, W. 1963. *Bos- en landschapspest. AO-reeks, Vol. 963, Stichting IVIO, Amsterdam, The Netherlands.*

Landuyt van, W., Hoste, I., Vanhecke, L., Vercruysse, W., Van den Bremt, P. und De Beer, D. 2006. *Atlas van de Flora van Vlaanderen en het Brussels Gewest. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek Nationale Plantentuin van België. Brussels, Belgium. P 176.*

Lorenz, K., Preston, C.M., Krumrei, S. und Feger, K.-H. 2004. *Decomposition of needle/leaf litter from Scots pine, black cherry, common oak and European beech at a conurbation forest site. European Journal of Forest Research. 123(3): 177–188. doi:10.1007/s10342-004-0025-7*

Marquis D. A. 1990. *Prunus serotina Ehrh. Black Cherry. In: Burns, R. M, Honkala, B. H. (techn. coords.) Silvics of North America. Vol. 2 Hardwoods, Handb.654, USDA Forest Service Washington DC. S. 594–604.*

Meijer, K., Smit, C., Beukeboom, L.W. und Schilthuizen, M. 2012. *Native insects on non-native plants in The Netherlands: curiosities or common practice? Entomologische Berichten. 72(6): 288–293.*

Möller, G. 1998. *Hinweise zur Berücksichtigung von Aspekten des Schutzes holzbewohnender Insekten und Pilze beim Umgang mit neophytischen Gehölzen. Novius, Mitteilungsblatt der Fachgruppe Entomologie Berlin. Book 23. S. 524-534*

Muys, B., Maddelein, D. und Lust, N. 1992. *Ecology, practice and policy of black cherry (Prunus serotina Ehrh.) management in Belgium. Silva Gandavensis. 57: 28-45.*

Niinemets, Ü. und Valladares, F. 2006. *Tolerance to shade, drought, and waterlogging of temperate Northern Hemisphere trees and shrubs (main article and app A and B). Ecological Monographs. 76(4): 521–547. doi:10.1890/0012-9615(2006)076[0521:TTSDAW]2.0.CO;2*

Nowakowska, K.M. und Halarewicz, A. 2006a. *Coleoptera found on neophyte Prunus serotina (Ehrh.) within forest community and open habitat. Electronic Journal of Polish Agricultural Universities. Series Biology. 9(1): # 5.*

Nyssen, B., den Ouden, J. und Verheyen, K. 2013. *Amerikaanse vogelkers. Van Bospest tot Bosboom. KNNV Uitgeverij, Zeist. 160 S.*

Perkey, A.W. und Wilkins, B.L. 2001. *Crop tree field guide: selecting and managing crop trees in the central Appalachians. USDA Forest Service, Northeastern Area State and Private Forestry.*

Petersen, R., Annighofer, P., Spellmann, H. und Leder, B. 2015. *Spätblühende Traubenkirsche (Prunus serotina Ehrh.). In: Vor, T., Spellmann, H., Bolte, A. und Ammer, C. 2015. Potenziale und Risiken eingeführter Baumarten. Baumartenportraits mit naturschutzfachlicher Bewertung. Göttinger Forstwissenschaften. Band 7. Göttingen, Deutschland.*

Retter, S. 2004. *Wachstum der Spatblühenden Traubenkirsche (Prunus serotina) in Niedersachsen. Forstamt Lingen. Unveroff. Diplomarbeit an der Fakultät Ressourcenmanagement der Fachhochschule Göttingen, Deutschland.*

Richardson, D.M., Pyšek, P., Rejmánek, M., Barbour, M.G., Panetta, D.F. und West, C.J. 2000. *Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. Diversity and Distributions. 6: 93–107. doi:10.1046/j.1472-4642.2000.00083.x*

Schilthuizen, M., Santos Pimenta, L.P., Lammers, Y., Steenbergen, P.J., Flohil, M., Beveridge, N.G.P., van Duijn, P.T., Meulblok, M.M., Sosef, N., van de Ven, R., Werring, R., Beentjes, K.K., Meijer, K., Vos, R.A., Vrieling, K., Gravendeel, B., Choi Y., Verpoorte, R., Smit C. und Beukeboom, L.W. 2016. *Incorporation of an invasive plant into a native insect herbivore food web. PeerJ. 4:e1954 https://doi.org/10.7717/peerj.1954*

Schwappach, A. 1896. *Ergebnisse der Anbauversuche mit japanischen und einigen neueren Amerikanischen Holzarten in Preussen. Springer Verlag, Berlin.*

Sebert-Cuvillier, E. 2008. *Modélisation de la dynamique invasive du cerisier tardif (Prunus serotina Ehrh.) en système forestier tempéré à deux échelles spatiales. PhD Thesis. Université de Picardie Jules Verne, Amiens, Frankreich.*

Staatsbosbeheer. 1984. *Prunus serotina Ehrh. Beleid en beheer van het Staatsbosbeheer ten aanzien van Prunus serotina. Staatsbosbeheer Report. No. 1984(6).*

Starfinger, U. 1990. *Die Einbürgerung der Spätblühenden Traubenkirsche (Prunus serotina Ehrh.) in Mitteleuropa. Technische Universität Berlin, Berlin, Deutschland.*

Starfinger, U. und Kowarik, I. 2011. *Prunus serotina Ehrh. (Rosaceae), Spate Traubenkirsche. Bundesamt für Naturschutz. Abrufbar unter: http://www.neobiota.de/12631.html*

Uchytil, R.J. 1991. *Prunus serotina. In: Fire Effects Information System. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fire Sciences Laboratory. Abrufbar unter: http://www.fs.fed.us/database/feis/plants/tree/pruser/all.html*

Van der Burgh, F., Tünnissen, T., Rövekamp, C. und Goderie, R. 2000. *Boskriek: een nieuwe impuls voor het landelijke gebied. Stichting Robinia, Wageningen, The Netherlands.*

Vanderhoeven, S., Dassonville, N. und Meerts, P. 2005. *Increased topsoil mineral nutrient concentrations under exotic invasive plants in Belgium. Plant and Soil. 275(1): 169–179. doi:10.1007/s11104-005-1257-0*

Vanhellemont, M. 2009. *Present and future population dynamics of Prunus serotina in forests in its introduced range. PhD Thesis. Universiteit Gent, Gent, Belgien.*

Verheyen, K., Vanhellemont, M., Stock, T., und Hermy, M.2007. *Predicting patterns of invasion by black cherry (Prunus serotina Ehrh.) in Flanders (Belgium) and its impact on the forest understory community. Diversity and Distributions. 13(5): 487–497. doi:10.1111/j.1472-4642.2007.00334.x*

5.7 Die Verbreitung des Götterbaums in der Schweiz

Jan Wunder, Simon Knüsel, Daniela Gurtner und Marco Conedera

Einführungsgeschichte rund um den Globus

Die Gattung Ailanthus ist in einem großen Teil Asiens von den Tropen bis zu den gemäßigten Breiten heimisch. Fossilfunde aus dem Tertiär belegen, dass sie früher in Nordamerika, Europa und Westasien anzutreffen war (Kowarik und Säumel 2007). Die Gattung hat ihr vor langer Zeit verlorenes Verbreitungsgebiet zurückerobert und sogar ausgeweitet, da die Menschen den Götterbaum (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle) in vielen gemäßigten, mediterranen und subtropischen Ökosystemen weltweit eingeführt haben. Der Götterbaum ist ein Laubbaum aus Nordost- und Zentralchina, einer Region mit langer Siedlungsgeschichte und sehr hoher Bevölkerungsdichte. In seinem weitläufigen heimischen Verbreitungsgebiet scheint der Götterbaum eine relativ seltene Baumart zu sein, wobei wenige adulte Bestände in Naturreservaten, z. B. in der Provinz Shangdong, zu finden sind (Kowarik und Säumel 2013, Abb. 117). In den 1740er-Jahren wurde die Art erstmalig nach Europa eingeführt (Hu 1979). Mehrere Jahrzehnte danach erfolgten Pflanzungen in Nord- und Südamerika, Südafrika, Australien und Neuseeland. Der Götterbaum wurde in vielen Städten als Zierbaum angepflanzt, wo er wegen seiner Toleranz gegenüber Luftverschmutzung und seines Beitrags zur Verbesserung der Luftqualität während der Industrialisierung geschätzt wurde und sogar den Londoner Smog überlebte (Webster 1910 in Kowarik und Säumel 2013).

Abb. 117: Götterbaum mit angepflanzter Chinesischer Kastanie (*Castanea mollissima* Blume) und Japanischer Rotkiefer (*Pinus densiflora*, Hintergrund) in Wangshimen Tianshangrenjia Scenic Areas, Provinz Shangdong, China (Foto: J. Wunder).

In Europa folgte um 1850 eine zweite Anpflanzungswelle durch die Seidenindustrie. Der Baum lieferte eine Nahrungsquelle für den eingeführten Götterbaum-Spinner (*Samia cynthia* Drury). Dieser sollte den domestizierten Echten Seidenspinner (*Bombyx mori* L.) ersetzen, der damals von der Pébrine-Krankheit befallen wurde (Arnaboldi et al. 2003). Der Götterbaum wurde auch als Wind- und Erosionsschutz angepflanzt. Imker schätzen den Honig dieses Baums wegen seines speziellen Geschmacks (Kowarik und Säumel 2007). In seinem heimischen Verbreitungsgebiet hat der Baum über Jahrhunderte hinweg eine wichtige Rolle in der traditionellen chinesischen Medizin gespielt, z. B. zur Behandlung von Asthma, Epilepsie und Augenkrankheiten (Hu 1979). Im Rahmen der klinischen Forschung wird gegenwärtig der Einsatz verschiedener Inhaltsstoffe des Götterbaums gegen Malaria, Krebs und HIV untersucht (Sladonja et al. 2015). In China wird das Holz des Götterbaums überwiegend für Küchenutensilien und als Brennholz verwendet (Hu 1979, Abb. 118).

Der Götterbaum ist ein Laubbaum aus Nordost- und Zentralchina, einer Region mit langer Siedlungsgeschichte und sehr hoher Bevölkerungsdichte.

Abb. 118: Götterbaumpflanzung in der Nähe von Jiejiabucun, ca. 10 km südöstlich der Wangshimen Tianshangrenjia Scenic Areas, Provinz Shangdong, China (Foto: J. Wunder).

Einführungsgeschichte in der Schweiz

Vor ungefähr 150 Jahren wurde der Götterbaum in wärmeren Regionen der südlichen Schweiz und in verschiedenen größeren Städten und urbanen Gebieten nördlich der Schweizer Alpen, z. B. Basel, Zürich und Genf, eingeführt. In der südlichen Schweiz wurde die Einführung Ende der 1860er-Jahre anfänglich durch die Seidenproduktion vorangetrieben. In den 1900er-Jahren folgten Anpflanzungen in Steinbrüchen als Schattenspender, insbesondere im zentralen Tessin. Um 1920 wurden die ersten spontanen Vorkommen des Götterbaums zwischen Bissone und Maroggia in der Nähe von Caslano im südlichen Tessin verzeichnet (Voigt 1920).

Vor ungefähr 150 Jahren wurde der Götterbaum in den wärmeren Regionen der südlichen Schweiz sowie in verschiedenen größeren Städten und urbanen Gebieten nördlich der Schweizer Alpen eingeführt, z. B. Basel, Zürich und Genf, eingeführt.

Abb. 119: Juveniler Götterbaum oberhalb des Lago Maggiore, Ronco sopra Ascona, Tessin, Schweiz (Foto: J. Wunder).

Seit 1950 verbreitet sich die Baumart zunehmend in Brachland und in einigen Kastanienwäldern (*Castanea sativa* Mill.). Die Edelkastanie ist ein nichtheimischer Archäophyt, der jahrhundertelang in großen Teilen der südlichen Schweiz, bis zu einer Höhe von ca. 1000 m ü.M., erfolgreich angepflanzt und intensiv bewirtschaftet wurde und dort den sogenannten Kastaniengürtel bildet. Vor ungefähr 60 Jahren wurden viele der ehemals intensiv bewirtschafteten Edelkastanienbestände und -niederwälder nach und nach aufgegeben. Die Gründe dafür waren allgemeine Veränderungen in der Landnutzung sowie der zeitweilige Ausbruch des Kastanienrindenkrebses (*Cryphonectria parasitica* (Murr.) Barr), einem ursprünglich aus China stammenden pathogenen Pilz, der Ende der

1930er-Jahre nach Europa eingeschleppt wurde (Conedera et al. 2001). Die nachfolgende erfolgreiche Ausbreitung des Götterbaums ausgehend von urbanen Gebieten in umgebenden Brachflächen und aufgegebenen Obsthainen in niedrigeren Höhenlagen ging bis zu Beginn des 21. Jahrhunderts relativ langsam und größtenteils unbemerkt vonstatten. In der Zwischenzeit ist der Götterbaum in den niedrigen Höhenlagen der südlichen Schweiz weit verbreitet. Dabei sind die Bestände häufig an schwer zugänglichen Standorten, z. B. steilen Felshängen, zu finden. Die landesweite Beseitigung dieser Art gilt derzeit als unrealistisch, insbesondere vor dem Hintergrund der begrenzten Finanzmittel und des strikten Herbizidverbots in den Wäldern der Schweiz (BAFU 2016, Abb. 119). Die gegenwärtigen Anstrengungen zur Beseitigung des Götterbaums beschränken sich in Wäldern auf mechanische Bekämpfungsmethoden (z. B. Herausreißen der Sämlinge oder Ringelung älterer Bäume), während in urbanen Gebieten häufig eine Kombination aus mechanischer und chemischer Bekämpfung (z. B. Stumpfbehandlung) angewendet wird, entweder während regulärer Pflegeeingriffe zur Instandhaltung der Infrastruktur oder im Rahmen von einmaligen, gezielten Aktionen zur Eliminierung bestimmter Baumarten z.B. Fällung von Götterbäumen in der Gemeinde Siders, Kanton Wallis, ca. CHF 90 000 in den Jahren 2015 und 2016.

Abb. 120: Aktuelle Verbreitung des Götterbaums in der Schweiz und im Fürstentum Liechtenstein (Gurtner 2015). Die Zahlen in Klammern entsprechen der geschätzten Anzahl Bäume pro Land.

Verschiedene Datenquellen zeigen deutlich, dass sich der Götterbaum gegenwärtig in vielen Waldgebieten der Schweiz außerhalb seines Hauptverbreitungsgebiets, z. B. des Kastaniengürtels in der südlichen Schweiz, ausbreitet (Abb. 120). Insbesondere in gestörten Waldbeständen (z. B. in Waldbrandflächen oberhalb von 1200 m ü. M.), sind vereinzelte junge Götterbäume zu finden (Maringer et al. 2012). Auch in vielen Teilen nördlich der Alpen ist nun eine spontane Verbreitung des Götterbaumes zu beobachten, die allerdings bisher noch wenig ausgeprägt ist. Erste Einzelbäume, die wahrscheinlich von weiblichen Samenbäumen in urbanen Gebieten abstammen, sind auf Brachflächen sowie in bewaldeten Gebieten zu finden. Bis dato gibt es mindestens 90 Nachweise des Götterbaums in Wäldern mit milderem Klima nördlich der Schweizer Alpen (Gurtner et al. 2015).

Junge Götterbäume sind gegenwärtig auch an höher gelegenen Standorten im Tessin (oberhalb ca. 1200 m ü.M.) sowie in Wäldern mit milderem Klima in bestimmten Teilen der nördlichen Schweiz anzutreffen.

Die vom Götterbaum besiedelten Gebiete weisen Jahresdurchschnittstemperaturen zwischen 6 und 12 °C und einen jährlichen Niederschlag zwischen 600 und 2150 mm auf. Die Jahresdurchschnittstemperatur und nichtklimatische Faktoren, wie die Nähe zu Straßen und Bahnlinien, scheinen maßgebliche Faktoren für die derzeitige Verbreitung des Götterbaums zu sein (Abb. 121, Gurtner 2015, Kowarik und Säumel 2007). Entsprechend wird diese Baumart von einem zukünftig wärmeren Klima profitieren, wodurch sich sowohl die geeignete Fläche als auch die Wahrscheinlichkeit seines Vorkommens im gesamten Gebiet deutlich erhöhen wird (Gurtner 2015). Dies zeigen auch die Ergebnisse eines Anbauversuchs im Osten Österreichs, bei dem Götterbäume entlang eines klimatischen Gradienten angepflanzt worden sind (Pötzelsberger und Hasenauer 2015).

Abb. 121: Modellierungsergebnisse für künftige Verbreitungsszenarios des Götterbaums in der Schweiz (Gurtner 2015). Die Farben spiegeln die Wahrscheinlichkeit seines Vorkommens wider. Für jeden Zeitraum wurde das IPCC-Szenario RCP45 in Bezug auf Änderungen der jährlichen Durchschnittstemperatur (IPCC 2013) auf die Schweiz herunterskaliert. RCP steht für *Relative Concentration Pathway* und ist ein Modell für die Treibhausgaskonzentration, das im Fünften IPCC-Sachstandsbericht verwendet wurde (AR5, IPCC 2013). Die Zahl entspricht der Zunahme des Strahlungsantriebs (*Radiative Forcing*) im Vergleich zu vorindustriellen Werten. RCP45 ist ein mildes Szenario, bei dem davon ausgegangen wird, dass der Strahlungsantrieb um 4,5 W per m^2 zunimmt (bis zum Jahr 2100).

Ausgewählte ökologische Eigenschaften des Götterbaums

Neuere Beobachtungen in der südlichen Schweiz deuten darauf hin, dass die Schattentoleranz der Sämlinge des Götterbaums höher ist als ursprünglich angenommen, was das Potenzial dieser Baumart hinsichtlich der Besiedelung ungestörter Wälder unterstreicht.

Nachfolgend werden die wichtigsten ökologischen Eigenschaften des Götterbaums basierend auf den neuesten Erkenntnissen aus der Schweiz zusammengefasst:

Regeneration: Der Götterbaum ist eine Baumart des frühen Sukzessionsstadiums. Der zweihäusige Baum vermehrt sich sowohl generativ (über Samen) als auch vegetativ (über Wurzel- und Stockausschläge sowie über Adventivtriebe und -wurzeln von Triebfragmenten (Kowarik und Säumel 2007). Neuere Beobachtungen in der südlichen Schweiz deuten darauf hin, dass die Schattentoleranz der Sämlinge des Götterbaums höher ist als ursprünglich angenommen. Dies unterstreicht das Potenzial dieser Baumart hinsichtlich der Besiedelung von Wäldern, die nicht von natürlichen Störungen heimgesucht werden und in denen entsprechend nur wenig Licht den Boden erreicht (de Boni 2013, Knüsel et al., 2017, Abb. 122).

Abb. 122: (DLI) für die Naturverjüngung von 40 bis 450 cm großen Götterbäumen (DLI: durchschnittliche Übertragung von diffuser (indirekter) Strahlung wahrend einer Vegetationsperiode). Die Verjüngung des Götterbaums wird mit der Naturverjüngung von vier heimischen Baumarten verglichen: der Europäischen Lärche (*Larix decidua* Mill.), der Waldkiefer (*Pinus sylvestris* L.), der Gemeinen Fichte (*Picea abies* (L.) H. Karst.) und der Weißtanne (*Abies alba* Mill.), die ebenfalls unter schwachen Lichtverhältnissen (≤ 30 % DLI) in naturnahen Wäldern in der Schweiz wachsen.

Kowarik und Säumel (2007) berichten über eine maximale Flugdistanz der Samen von ca. 450 m. Beobachtungen in der Schweiz zeigen, dass die meisten Samen des Götterbaums innerhalb eines Radius von 500 m vom Mutterbaum verbreitet werden (Gurtner 2015). In wenigen Fällen wurde jedoch von Entfernungen von ca. 2 km zwischen jungen vereinzelten Bäumen und dem nächsten samentragenden Baum berichtet, z. B. in Leysin im Waadtland, im Fürstentum Liechtenstein und im Tessin (Maringer et al. 2012, Wunder et al. 2014). Eine Erklärung für diese großen Distanzen könnten starke Föhnstürme in Verbindung mit einer sekundären Verbreitung entlang von Waldwegen durch Fahrzeuge oder auch großen Flüsse und urbanen Wassersysteme sein (z. B. Planchuelo et al. 2016).

Wachstum: In lichteren Waldstrukturen im Tessin kann der Höhenzuwachs junger Einzelbäume bis zu 2 m pro Jahr betragen (Spiess 2014) und damit das Wachstum der heimischen Konkurrenten übertreffen. Hingegen zeigen adulte Einzelbäume des Götterbaums, die das obere Kronendach in Waldbeständen erreicht haben, im Vergleich zur Edelkastanie einen langsameren Durchmesserzuwachs (Abb. 123, Knüsel et al. 2015).

Die Existenz gemischter Bestände aus Götterbaum und Edelkastanie ähnlichen Alters spricht gegen Befunde aus Laborexperimenten, wonach der Götterbaum das Wachstum potenzieller Konkurrenten durch Allelopathie unterdrücken kann (z. B. Csiszár 2009). Allerdings ist zu beachten, dass der Götterbaum von einem indirekten selektiven Effekt profitiert. Da seine Blätter wenig schmackhaft sind, werden die Pflanzen von Fraßfeinden weitestgehend gemieden. Jedoch wurden auch Ausnahmen festgestellt, wie z. B. die Beweidung durch Rothirsche (*Cervus elaphus* L.) (Mátrai et al. 2004) und Weißwedelhirsche (*Odocoileus virginianus* Zimmermann) (Carter und Fredericksen, 2007).

Abb. 123: Durchmesserzuwachskurven, die aus den Jahrringbreiten ermittelt wurden. Punkte oder Dreiecke entsprechen den Brusthöhendurchmesserwerten der einzelnen Bäume. Fette Linien stehen für die Loess-Funktionen, die an die Durchmesserdaten angepasst sind (schattierte Flächen entsprechen den 95-% -Konfidenzintervallen der Loess-Funktionen). Die Loess-Funktionen werden nur grafisch dargestellt, wenn Daten für mindestens fünf Bäume vorliegen. Blaue und rote Rasterlinien markieren die Zeit bis zum Erreichen eines Brusthöhendurchmessers von 20 cm (Abbildung geändert nach Knüsel et al. 2015, mit Abdruckgenehmigung Elsevier).

Stresstoleranz: Knüsel et al. (2015) wiesen anhand dendroökologischer Methoden nach, dass der Götterbaum eine höhere Trockenheitstoleranz besitzt als die Edelkastanie. Der daraus resultierende relative Konkurrenzvorteil des Götterbaums tritt vor allem während extremer Trockenperioden in Erscheinung, wie z. B. während der Hitzewelle im Jahr 2003, die vielerorts eine erhöhte Kastanienmortalität verursachte.

Die ältesten Bestände des Götterbaums in der Schweiz haben mittlerweile ein Alter zwischen 70 und 80 Jahren erreicht. Dabei gibt es bis jetzt noch keine Anzeichen eines Zurücksterbens auf Bestandesebene.

Baumvitalität und -mortalität: Die ältesten Bestände des Götterbaums in der Schweiz haben ein Alter zwischen 70 und 80 Jahren erreicht und es gibt noch keine Anzeichen eines Zurücksterbens auf Bestandesebene. Während die meisten Bäume sehr vital zu sein scheinen, wurden in einigen Beständen Bäume mit Kernfäule entdeckt (z. B. Plozza und Schmid 2012). Interessanterweise weisen alte Götterbäume entlang von Strassen bisher kaum Anzeichen von Kernfäule auf, obwohl hier typischerweise zusätzliche Stressoren wirken wie z. B. ein geringerer Wurzelraum sowie Schäden, die durch Verkehr und Strassenarbeiten verursacht werden. Beispielsweise sind inmitten von Zürich ca. 80 Jahre alte Einzelbäume ohne Anzeichen von Kernfäule anzutreffen.

Ansätze für das Management und Forschungsbedarf

Vor dem Hintergrund der schnellen Ausbreitung dieser Art, sowie dem mangelnden Wissen über die langfristigen Auswirkungen auf die verschiedenen Waldleistungen und -funktionen, neigen Waldbewirtschafter dazu, den Götterbaum als ungeeignete invasive Art einzustufen. Diese Einschätzung zeigt deutlich, dass die Auswirkungen des Götterbaumes auf die Waldökosysteme der Schweiz als negativ wahrgenommen werden, insbesondere im Hinblick auf die Biodiversität und die Schutzfunktion von Wäldern. Zum drohenden Biodiversitätsverlust gibt es verschiedene Studien, die negative Auswirkungen des Götterbaums auf Pflanzenvielfalt (z. B. Motard et al. 2011), die Bodeneigenschaften (z. B. Castro-Díez et al. 2011) oder die Multifunktionalität von Auen-Ökosystemen (z. B. Constán-Nava et al. 2015) beschreiben. Generell entstanden Reinbestände des Götterbaums nach Störungen bzw. durch die Wiederbewaldung gestörter Flächen und sind entsprechend kleinflächig. Bei vorhandenem Samendruck werden allerdings auch Waldflächen besiedelt, die aktiven waldbaulichen Maßnahmen (z. B. Durchforstung oder Verjüngungshieb) unterzogen werden. Die meisten der adulten Götterbaumbestände in der südlichen Schweiz sind mit anderen Baumarten vergesellschaftet, z. B. mit Edelkastanie, Winterlinde (*Tilia cordata* Mill.), Gemeiner Esche (*Fraxinus excelsior* L.), Robinie (*Robinia pseudoacacia* L.), Eibe (*Taxus baccata* L.) oder Europäischer Stechpalme (*Ilex aquifolium* L.). In solchen Beständen dominiert in der Verjüngung meist der Götterbaum, was auf den in der Regel hohen und selektiven Verbissdruck im Tessin, bei dem diese nichtheimische Art tendenziell gemieden wird, zurückzuführen ist. Darüber hinaus wird der gesamte Kastaniengürtel weiterhin von einer einzigen (einst bewirtschafteten und nichtheimischen) Baumart, nämlich der Edelkastanie, dominiert. Solche Monokulturen sind entsprechend sehr anfällig gegenüber Krankheitserregern und trockenheitsbedingter Belastung.

Es ist nach wie vor unklar, ob der Götterbaum wichtige Ökosystemfunktionen wie z. B. die Schutzfunktion des Waldes verändert. Weitere Forschung ist notwendig, um zu entscheiden, in welchen Regionen eine Integration des Götterbaums in die lokalen Waldökosysteme in Frage kommen könnte und wo Bekämpfungs- oder Beseitigungsmaßnahmen die geeignete Alternative wären.

Im Hinblick auf die reduzierte Schutzfunktion der Wälder ist festzustellen, dass an verschiedenen Standorten in der Südschweiz, z. B. in der Nähe von San Vittore (Plozza und Schmid 2012), zahlreiche Einzelbäume des Götterbaums mit schwerer Kernfäule vorgefunden wurden, während an anderen Standorten, z. B. in der Nähe von Claro, Kernfäule nicht oder nur in geringem Umfang festgestellt wurde (Knüsel et al. 2015). Allerdings ist es unklar, inwieweit die Häufigkeit, Intensität und Dynamik der Kernfäule auf Bestandsebene bzw. zwischen verschiedenen Götterbaumbeständen und im Vergleich zu ihren heimischen Konkurrenten variiert.

Unsere gegenwärtigen Forschungsaktivitäten zielen darauf ab, die Risiken (und Chancen) im Zusammenhang mit diesem neuen „Player" in den schweizerischen Wäldern zu klären. Dabei ist es entscheidend, sowohl die aktuelle Verbreitung als auch die Invasionsökologie der Art besser zu verstehen. Ungeachtet der Ergebnisse solcher Untersuchungen müssen Bekämpfungs- und Integrationsmaßnahmen entwickelt und erprobt werden, damit sie im Bedarfsfall zur Verfügung stehen. Weitere Forschung ist notwendig, um zu entscheiden, in welchen Regionen eine Integration des Götterbaums in die lokalen Waldökosysteme in Frage kommen könnte und wo Bekämpfungs- oder Beseitigungsmassnahmen notwendig sind und erfolgreich umgesetzt werden können.

Ein erster Forschungsschwerpunkt umfasst die Analyse der gegenwärtigen und zukünftigen ökologischen Nische der Baumart. Aufgrund seiner Temperaturempfindlichkeit wird der Götterbaum sehr wahrscheinlich von einem wärmeren Klima profitieren. Daher müssen die Ausbreitungsgrenze und Stresstoleranz des Götterbaums näher untersucht werden. Außerdem können Informationen über Baumeigenschaften wie Höchstalter und maximale Größe in seinem heimischen Verbreitungsgebiet in China dabei helfen, die Sukzessionsmodellierung des Götterbaums und die Szenarien seiner künftigen Entwicklung in den schweizerischen Wäldern zu verbessern.

Der zweite Forschungsschwerpunkt betrifft die mechanische Stabilität der Bäume bzw. deren Schutzwaldeigenschaften und Kernfäulebefall. Fortlaufende Arbeiten in Zusammenarbeit mit der HAFL Zollikofen, IRSTEA Grenoble und der Universität Bern, bei denen Experimente zur Untersuchung der Auswirkungen kontrollierter Steinschläge, Bewertungen früherer Störereignisse und die *in-situ*-Schall- und Widerstandstomographie für die Erkennung der Kernfäule herangezogen werden, sollten bei der Klärung dieser wichtigen Fragen helfen. Diese Forschungsarbeiten werden gegenwärtig im Rahmen des Projekts ALIEN (www.wsl.ch/alienproject) durchgeführt.

Derzeit werden neuartige Ringelungsmethoden getestet, die vorläufige Ergebnisse zeigen. Abgesehen von Bekämpfungsmaßnahmen sollte auch die potenzielle Nutzung des Götterbaums als Brennholz, für Möbel und zu medizinischen Zwecken in Betracht gezogen werden.

In einem weiteren Teil unserer Forschungsarbeiten, fokussieren wir auf mögliche mechanischen (Ringelung, z. B. Liess 2007) und chemischen Bekämpfungsoptionen (d. h. Stamminjektion und Stumpfbehandlung, z. B. Constán-Nava et al. 2010). Im Hinblick auf die mechanische Bekämpfung ausgewachsener Bäume bewerten wir momentan eine neuartige von Martin Ziegler (Kanton Zug) vorgeschlagene Ringelungsmethode in zwei Waldbeständen im Tessin an ausgewachsenen Einzelbäumen des Götterbaums verschiedener Größen (ca. 20–40 cm Durchmesser). Nach dem Austrieb im späten Frühjahr wurden mit einer Kettensäge drei vollständige Ringe um den gesamten Stamm bis zu einer Tiefe von ca. 2 cm entfernt, wobei die Rinde, das Kambium und nur ein geringer Teil des Splints weggesägt wurden (Abb. 124, kleines Foto). Die vorläufigen Ergebnisse dieses laufenden Experiments zeigen, dass die meisten behandelten Bäume nach zwei Vegetationsperioden absterben, ohne dass sich an der Stammbasis neue Triebe in erheblichem Umfang bilden (Abb. 124). Die chemische Bekämpfung durch Stamminjektion und Stumpfbehandlung wird momentan in Zusammenarbeit mit dem Amt für Umwelt Vaduz des Fürstentums Liechtenstein untersucht, da der Einsatz von Herbiziden in den schweizerischen Wäldern strikt verboten ist. Die biologische Bekämpfung mittels Herbiziden wie *Verticillium nonalfalfae* (z. B. Mascheck und Halmschlager 2015) könnte als weitere Option in Frage kommen, wenn letztlich die Beseitigung des Götterbaums im gesamten Land und möglicherweise länderübergreifend angestrebt wird.

Abb. 124: Geringelte Bäume im Tessin, ca. 1,5 Jahre nach der Erstbehandlung (Foto: J. Wunder). Kleines Foto: Neuartige Ringelungsmethode, bei der mit einer Kettensäge drei vollständige Ringe um den gesamten Stamm bis zu einer Tiefe von ca. 2 cm entfernt werden, wobei die Rinde, das Kambium und nur ein geringer Teil des Splints weggeschnitten werden (Foto: S. Knüsel).

Abgesehen von Bekämpfungsmaßnahmen sollte auch die potenzielle Nutzung des Götterbaums in Betracht gezogen werden. Diese Baumart kann wegen ihrer hohen Wachstumsrate und ihrem bemerkenswerten Heizwert von 4,5 kwh/kg, der sowohl jenen der Rotbuche (*Fagus sylvatica* L.) als auch der Gemeinen Fichte (*Picea abies* (L.) H. Karst.) übertrifft, auch als Biomasse-Produzent von Nutzen sein (Schumacher et al. 2010). Darüber hinaus sollte die Nutzung des Götterbaums zu medizinischen Zwecken sowie die Verwendung seines Holzes für hochwertige Produkte wie Möbel näher untersucht werden (Brandner und Schickhofer 2010).

Die gegenwärtige Ausbreitung des Götterbaums sollte gut überwacht werden. Dies gilt insbesondere für die neu besiedelten Standorte im Norden der Schweiz, wo eine gezielte Beseitigung noch mit überschaubarem Aufwand möglich ist.

Hat der Götterbaum negative Auswirkungen auf die heimischen Ökosysteme? Oder ist die laufende Ausbreitung flächenmäßig zu unbedeutend und können die damit verbundenen Wirkungen als neutral oder vielleicht sogar positiv angesehen werden? Da die Risikobewertung noch nicht abgeschlossen ist, können diese Fragen noch nicht mit Sicherheit beantwortet werden. Zudem dürften sich die Antworten je nach Region und Waldbestand, der vom Götterbaum besiedelt wurde, unterscheiden. Angesichts dieser Unsicherheiten sollte man Vorsicht walten lassen und die gegenwärtige Ausbreitung des Götterbaums sorgfältig beobachten. Dies gilt insbesondere für die neu besiedelten Standorte im Norden der Schweiz, wo eine gezielte Beseitigung noch mit überschaubarem Aufwand möglich ist. Somit müssen sowohl Maßnahmen zur Bekämpfung der Art entwickelt und erprobt werden, als auch verschiedene Optionen für die Integration des Götterbaums in die heimischen Wälder überprüft werden.

Abb. 125: Der Götterbaum in einem Wald mit Steinschlagschutz im Maggiatal, Tessin, Schweiz (Foto: S. Knüsel).

Literaturverzeichnis

Arnaboldi, F., Conedera, M. und Fonti, P. 2003. *Caratteristiche anatomiche e auxometriche di Ailanthus altissima. Una specie arborea a carattere invasivo. Sherwood 91: 1–6.*

BAFU. 2016. *Leitfaden zum Umgang mit dem Götterbaum. Reihe Umwelt-Vollzug, Bern.*

Brandner, R. und Schickhofer, G. 2010. *Tree-of-Heaven (Ailanthus altissima): enormous and wide potential neglected by the western civilisation. In: World Conference on Timber Engineering, Riva del Garda, Italy.*

Carter, W.K. und Fredericksen, T.S. 2007. *Tree seedling and sapling density and deer browsing incidence on recently logged and mature non-industrial private forestlands in Virginia, USA. Forest Ecology and Management. 242: 671–677. doi:10.1016/j.foreco.2007.01.086*

Castro-Díez, P., Fierro-Brunnenmeister, N., González-Muñoz, N. und Gallardo, A. 2011. *Effects of exotic and native tree leaf litter on soil properties of two contrasting sites in the Iberian Peninsula. Plant and Soil. 350(1–2): 179–191. doi:10.1007/s11104-011-0893-9 doi:10.1007/s11104-011-0893-9*

Conedera, M., Stanga, P., Oester, B. und Bachmann, P. 2001. *Different post-culture dynamics in abandoned chestnut orchards and coppices. Forest Snow and Landscape Research. 76(3): 487–492.*

Constán-Nava, S., Bonet, A., Pastor, E. und Lledo, M. 2010. *Long-term control of the invasive tree Ailanthus altissima: Insights from Mediterranean protected forests. Forest Ecology and Management 260(6): 1058–1064. doi:10.1016/j.foreco.2010.06.030*

Constán-Nava, S., Soliveres, S., Torices, R., Serra, L. und Bonet, A. 2015. *Direct and indirect effects of invasion by the alien tree Ailanthus altissima on riparian plant communities and ecosystem multifunctionality. Biological Invasions. 17 (4): 1095–1108. doi:10.1007/s10530-014-0780-4*

Csiszár, Á. 2009. *Allelopathic Effects of Invasive Woody Plant Species in Hungary. Acta Silvatica et Lignaria Hungarica. 5: 9–17.*

de Boni, A. 2013. *Analisi del comportamento della rinnovazione di ailanto (Ailanthus altissima (Mill.) Swingle) in funzione della luce. School of Agricultural, Forest and Food Sciences HAFL. 82 S.*

Gurtner, D. 2015. *Distribution and environmental niche of invasive Ailanthus altissima in Switzerland. Department of Environmental Systems Science, ETH, ETH Zurich. 82 S.*

Gurtner, D., Conedera, M., Rigling, A. und Wunder, J. 2015. *Der Götterbaum dringt in die Wälder nördlich der Alpen vor. Wald und Holz 7: 22–24.*

Hu, S.Y. 1979. *Ailanthus. Arnoldia. 39(2): 29–50.*

IPCC. 2013. *Summary for Policymakers in Climate Change 2013: The Physical Science Basis, Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex und P.M. Midgley (Hrsg.)). Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.*

Knüsel, S., Conedera, M., Rigling, A., Fonti, P. und Wunder, J. 2015. *A tree-ring perspective on the invasion of Ailanthus altissima in protection forests. Forest Ecology and Management. 354: 334–343. doi:10.1016/j.foreco.2015.05.010*

Knüsel, S., De Boni, A., Conedera, M., Schleppi, P., Thormann, J.-J., Frehner, M. und Wunder, J. 2017. *Shade tolerance of Ailanthus altissima regeneration revisited: novel insights from southern Switzerland. Biological Invasions. 19 (2): 455-461. doi:10.1007/s10530-016-1301-4*

Kowarik, I. und Säumel, I. 2007. *Biological flora of Central Europe: Ailanthus altissima (Mill.) Swingle. Perspectives in Plant Ecology Evolution and Systematics. 8(4): 207–237. doi:10.1016/j.ppees.2007.03.002*

Kowarik, I. und Säumel, I. 2013. *Ailanthus altissima (Mill.) Swingle, 1916. In: Roloff, A., Weisgerber, H., Lang, U., Stimm, B. (Hrsg.), Enzyklopädie der Holzgewächse. S. 1–24.*

Liess, N. 2007. *Der Baum des Himmels? – Ailanthus altissima (Mill.) Swingle. Monitoring und Evaluierung von Kontrollmethoden im Nationalpark Donau-Auen (Österreich). Fachbereich Landschaftsnutzung und Naturschutz. Fachhochschule Eberswalde, Germany.*

Maringer, J., Wohlgemuth, T., Neff, C., Pezzatti, G.B. und Conedera, M. 2012. *Post-fire spread of alien plant species in a mixed broad-leaved forest of the Insubric region. Flora. 207 (1): 19–29. doi:10.1016/J.Flora.2011.07.016*

Maschek, O. und Halmschlager, E. 2015. *First Report of Verticillium Wilt on Ailanthus altissima in Europe Caused by Verticillium nonalfalfae. Plant Disease. 100(2): 529–529. doi:10.1094/PDIS-07-15-0733-PDN*

Mátrai, K., Szemethy, L., Tóth, P., Katona, K. und Székely, J. 2004. *Resource Use by Red Deer in Lowland Nonnative Forests, Hungary. Journal of Wildlife Management. 68(4): 879–888. doi:10.2193/0022-541x (2004)068[0879:rubrdi]2.0.co;2*

Motard, E., Muratet, A., Clair-Maczulajtys, D. und Machon, N. 2011. *Does the invasive species Ailanthus altissima threaten floristic diversity of temperate peri-urban forests? Comptes Rendus Biologies. 334: 872–879. doi:10.1016/j.crvi.2011.06.003*

Planchuelo, G., Catalán, P. and Delgado, J.A. 2016. *Gone with the wind and the stream: Dispersal in the invasive species Ailanthus altissima. Acta Oecologica. 73: 31–37. doi:10.1016/j.actao.2016.02.006*

Pötzelsberger, E. und Hasenauer, H. 2015. *High Mortality in Tree of Heaven Plantation Experiment in Eastern Austria. Austrian Journal of Forest Science. 4: 241–256*

Plozza, L. und Schmid, L. 2012. *Der Götterbaum im Misox – Problematik im Schutzwald. Bündner Wald. 65(3): 37–40.*

Schumacher, H., Sieber, S. und Weber, K. 2010. *Versuchs- und Demonstrationspflanzung „Biomassehecken" Forschungsprojekt „Energiegarten® der FH Erfurt".*

Sladonja, B., Susek, M. und Guillermic, J. 2015. *Review on Invasive Tree of Heaven (Ailanthus altissima (Mill.) Swingle) Conflicting Values: Assessment of Its Ecosystem Services and Potential Biological Threat. Environmental Management. 56(4): 1009–1034. doi:10.1007/s00267-015-0546-5*

Spiess, U. 2014. *Wachstumsanalyse von juvenilen Götterbäumen in der Südschweiz. Departement Umweltsystemwissenschaften, ETH Zürich. 41 S.*

Vilà, M., Tessier, M., Suehs, C.M., Brundu, G., Carta, L., Galanidis, A., Lambdon, P., Manca, M., Medail, F., Moragues, E., Traveset, A., Troumbis, A.Y. und Hulme, P.E. 2006. *Local and regional assessments of the impacts of plant invaders on vegetation structure and soil properties of Mediterranean islands. Journal of Biogeography. 33(5): 853–861. doi:10.1111/j.1365-2699.2005.01430.x*

Voigt, A. 1920. *Beiträge zur Floristik des Tessins. Berichte der Schweizerischen Botanischen Gesellschaft = Bulletin de la Société Botanique Suisse. 26-29: 332–357.*

Webster, A. 1910. *Town planting and the trees, shrubs, herbaceous and other plants that are best adapted for resisting smoke. G. Routledge & Sons, London.*

Wunder, J., Nobis, M., Conedera, M. und Gay, J.-L. 2014. *La place de l'ailante en forêt reste à étudier. LA FORÊT. 11: 12–15.*

5.8 Die Weymouthskiefer in der Tschechischen Republik

Pavel Bednář, Petr Vaněk und Lucie Vítková

Kiefernarten (*Pinus* spp.) sind ein wichtiger Bestandteil der Wälder auf der nördlichen Halbkugel, wo sie die verschiedensten Habitate besetzen und eine bedeutende Nutzholzquelle darstellen (Hadincová et al. 2007). Die Einführung nichtheimischer Kiefernarten nach Mitteleuropa hat eine lange Geschichte und begann vor mehr als 200 Jahren. Obwohl Samen der Weymouthskiefer (*Pinus strobus* L.), einer im Osten Nordamerikas heimischen Nadelbaumart (Abb. 126), bereits 1605 erstmalig nach Europa gebracht wurden, etablierte sie sich erst 1705 auf einem Grundbesitz in Weymouth im Süden Englands (Musil und Hamerík 2007).

Abb. 126: Heimisches Verbreitungsgebiet der Weymouthskiefer im Osten Nordamerikas (geändert nach Wendel und Smith 1990).

Das Potenzial der Weymouthskiefer wurde vor 200 Jahren kurz nach ihrer Einführung aus dem Osten Amerikas erkannt.

Bei ihrer Einführung in das Gebiet des heutigen Tschechiens (damals Teil des Kaiserreichs Österreich-Ungarn) wurde die Weymouthskiefer 1812 zunächst offiziell in Mittelböhmen in der Nähe von Hluboš angepflanzt (Svoboda 1976). Jedoch, unseren Quellen zufolge, fand die erste Anpflanzung 1785 in Lány Chateau statt (Mlíkovský und Stýblo 2006). Mit der Zeit wurde die Weymouthskiefer auf verschiedenen Ländereien auf dem tschechischem Staatsgebiet eingeführt (Nožička 1965). Ende des 19. Jahrhunderts war die heimische Waldkiefer (*Pinus sylvestris* L.) stark von der Kiefernschütte betroffen, sodass die örtlichen Förster nach einer Kiefernart suchten, welche die heimische Waldkiefer ersetzen konnte. In Versuchsanpflanzungen erwies sich die Weymouthskiefer als am besten geeigneter Ersatz unter den angepflanzten Kiefernarten, wie etwa der Banks-Kiefer (*P. banksiana* Lamb.), Rumelische Kiefer (*P. peuce* Griseb.) und Pechkiefer (*P. rigida* Mill.). Infolge dieser experimentellen Anpflanzungen begann man, die Weymouthskiefer weiträumiger anzubauen.

Die Weymouthskiefer wurde zunächst hauptsächlich als Zierbaum eingeführt, jedoch spielten auch ihre Wachstumsraten, die unter bestimmten Bedingungen viele der in den tschechischen Wäldern heimischen Baumarten übertreffen, eine wichtige Rolle bei ihrem Einsatz zu forstlichen Zwecken. Eine weitere Eigenschaft, die bei der Anpflanzung der Weymouthskiefer in Betracht gezogen wurde, war ihre Frostbeständigkeit und ihre Toleranz gegenüber hohen Sommertemperaturen (Soukup et al. 2000). Aufgrund der dicken Wachsschicht auf ihren Nadeln scheint die Weymouthskiefer resistent gegenüber Emissionen, insbesondere SO_2, zu sein (z. B. Wild et al. 2013). Durch diese Eigenschaft rückte die Weymouthskiefer in den 1970er- und vor allem in den 1980er-Jahren, als Emissionen aus der Industrie sehr hoch waren, ins Blickfeld, da sie als potenzieller Ersatz für die absterbende Fichte (*Picea abies* (L.) H. Karst.) im nordwestlichen Teil des Landes in Frage kam (z. B. Kaňák 2004).

Das Holz der Weymouthskiefer erreicht hinsichtlich der Holzdichte und -festigkeit nicht die Qualität vieler heimischer Arten und wird in geringerem Maße als Bauholz für Holzhäuser und Möbel verwendet (Zeidler et al. 2010). Der Hauptverwendungszweck des Holzes liegt in Spezialprodukten wie Bleistiften, Zündhölzern, Bienenkästen usw.

Die ausgedehnte Naturverjüngung der Weymouthskiefer verursacht Verschiebungen in der Artenzusammensetzung innerhalb der Bodenvegetationsschicht sowie Veränderungen in der Dynamik von Lebensräumen.

Die Weymouthskiefer wirft eine dicke Nadelstreuschicht ab (Härtel und Hadincová 1998), die sauer und nährstoffarm ist und zur Bodenversauerung führt (Podrázký und Remeš 2008). Dies bewirkt erhebliche Änderungen in der Krautschicht und verändert Pflanzengemeinschaften mit negativen Folgen für die heimische Biodiversität. Solche Änderungen sind im Nationalpark České Švýcarsko in Nordböhmen sichtbar, wo Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus* L.), Preiselbeere (*Vaccinium vitis-idaea* L.), Besenheide (*Calluna vulgaris* (L.) Hull) und Sumpfporst (*Ledum palustre* L.) durch den von der sich natürlich verjüngenden Weymouthskiefer erzeugten Schattenwurf verdrängt werden (Wild et al. 2013). Solche Störungen sind unerwünscht, da sie sich negativ auf die natürliche Sukzession und die dynamische Entwicklung des heimischen Ökosystems auswirken.

Die Habitate, die am stärksten von der Invasion der Weymouthskiefer betroffen sind, liegen im Elbsandsteingebirge: Betroffen sind hauptsächlich von Waldkiefer und Rotbuche (*Fagus sylvatica* L.) geprägte natürliche Waldbestände auf sauren Böden (*Genisto germanicae-Quercion*) sowie natürliche Silikat-Kiefernwälder (*Dicrano-Pinion*) (Wild et al. 2013). Der größte Anteil der naturverjüngten Weymouthskiefer (Anteil der den Boden bedeckenden Naturverjüngung, geschätzt basierend auf einer Vegetationserhebung) kommt in Waldkiefernwäldern auf trockeneren nährstoffarmen Böden vor (21 %), während sie in anderen Waldtypen lediglich 9 % ausmacht. Eine Ausnahme bildet ein saurer Standort mit Rotbuche und Weißtanne (12 %) (Wild et al. 2013). An feuchten oder staunassen Standorten ist der Anteil der Naturverjüngung der Weymouthskiefer jedoch geringer (5 %). Noch geringer (0,8 %) ist er an sauren Standorten mit einem größeren Anteil an Rotbuche sowie an rotbuchendominierten Standorten in Hanglage (0,4 %) (Wild et al. 2013).

Obwohl die Weymouthskiefer in der Tschechischen Republik nicht offiziell als invasiv gelistet ist, hat sie sich in bestimmten Gebieten unter gewissen Bedingungen invasiv verhalten.

Eine Studie im Nationalpark České Švýcarsko ergab, dass sich die Weymouthskiefer in heimischen Waldkiefernwäldern (*Vaccinio uliginosi-Pinetum*) natürlich verjüngt, sich invasiv verhalten und heimische Arten verdrängt hat (Hadincová et al. 1997). Zudem wurde festgestellt, dass die Naturverjüngung in kühleren und feuchteren Teilen des Nationalparks mit der heimischen Waldkiefer konkurrierte (Kaňák 2004). Obwohl Maßnahmen zur Beseitigung dieser nichtheimischen Art in den Schutzgebieten des Nationalparks ergriffen wurden, stellt das Vorkommen der Weymouthskiefer im Nationalpark České Švýcarsko weiterhin ein Problem dar. Die in den Schutzgebieten angewandten Methoden umfassten die Entfernung reproduktionsreifer Bäume sowie die vollständige (mechanische) Beseitigung der Naturverjüngung der Weymouth-Kiefer mit anschließender Aufforstung mit heimischen Arten, insbesondere der Waldkiefer.

Anfang der 1950er-Jahre wurde erstmalig über die Invasivität der Weymouthskiefer im Sandsteingebiet des Elbsandsteingebirges berichtet (Härtel und Hadincová 1998). Der invasive Charakter und die sich ausbreitende Naturverjüngung dieser Baumart rückten aber erst Ende der 1990er-Jahre stärker in den Fokus, als festgestellt wurde, dass die Weymouthskiefer im Elbsandsteingebirge die heimische Vegetation durch Bildung dichter Bestände, in denen sie konkurrenzstärker war als die heimische Waldkiefer, verdrängte (Mácová 2008). Dies bedrohte die Waldkiefer-Reliktwälder in diesen Gebieten (Mácová 2008). Allerdings liess in den 1990er Jahren die Vitalität der Weymouthskiefer allgemein nach, und somit nahm auch deren Dichte ab (Kaňák 2004). Der Rückgang hatte verschiedene Ursachen, darunter das Auftreten des Strobenrostes (oder auch Weymouthskiefern-Blasenrost) (*Cronartium ribicola* (J.C.Fisch.)).

Es wurde festgestellt, dass die Weymouthskiefer in Sandsteingebieten invasiv ist, sich aber in Gebieten mit anderen Böden oder Grundgestein nur spärlich verjüngt (Mácová 2008). Dies erklärt die intensive Verbreitung dieser Art in Gebieten mit günstigen Wachstumsbedingungen, z. B. Elbsandsteingebirge, in dem der České Švýcarsko National Park liegt bzw. ein kleines Gebiet östlich von Hradec Králové. Abgesehen von ihrem invasiven Verhalten in den oben genannten Gebieten gibt es keine Berichte, dass die Weymouthskiefer in anderen Teilen des Landes invasiv ist. Das heimische Verbreitungsgebiet der Weymouthskiefer im östlichen Nordamerika ist relativ weitläufig und erstreckt sich von den

borealen Wäldern Neufundlands bis in den Norden von Georgia und South Carolina. Die problemlose Naturverjüngung einerseits und das invasive Verhalten andererseits der Weymouthskiefer lassen sich durch deren großes ökologisches Verbreitungsgebiet erklären. Die Weymouthskiefer ist in der Lage, sich unter ungünstigen Bedingungen wie z. B. felsigen Ausläufern, auf denen andere heimische Arten mit Ausnahme von Waldkiefer und Birken (*Betula* spp.) nicht überleben, natürlich zu verjüngen und zu wachsen (Wild et al. 2013).

Obwohl bei der Weymouthskiefer verschiedene Krankheiten innerhalb des Einführungsgebiets festgestellt wurden, verursacht nur der Strobenrost schwerwiegende Schäden.

Die Weymouthskiefer ist von verschiedenen Krankheiten betroffen, darunter *Phaeolus schweinitzii* (Fr.) Pat., *Heterobasidion annosum* (Fr.) Bref. und *Armillaria ostoyae* (Peck). Eine Krankheit, die erhebliche Schäden an der Weymouthskiefer in tschechischen Wäldern verursacht, ist *Meloderma desmazieri* (Duby) Darker. Obwohl die Weymouthskiefer nach dem Befall durch *M. desmazieri* nicht unbedingt abstirbt, kann der starke Nadelverlust zu einem Baumsterben führen, wenn der Befall über mehrere Jahre andauert. Diese Krankheit ist vereinzelt im Elbsandsteingebirge aufgetreten, wo sie beschattete und schwache Jungbäume (bis 5 cm Brusthöhendurchmesser) in reinen und dichten Weymouthskiefern Beständen befallen hat, die keiner waldbaulichen Behandlung unterzogen wurden (Beznoska 2000).

Jedoch ist der Strobenrost (*Cronartium ribicola* J.C.Fisch.) die einzige Krankheit, die schwerwiegende Schäden an der Weymouthskiefer in tschechischen Waldökosystemen hervorrufen kann. Dieser Rost benötigt für seinen kompletten Lebenszyklus zwei Wirtsarten: In Nordamerika und Europa fungieren normalerweise Kiefer und Johannisbeere (*Ribes* spp.) als Wirt. Um Schäden durch Rostkrankheiten zu vermeiden, wurde in der Vergangenheit die Beseitigung der Johannisbeere empfohlen. Dieser Rost bildet Bläschen auf den unteren Zweigen der Weymouth-Kiefer. Werden die befallenen Zweige nicht zurückgeschnitten, geht der Rost auf den Stamm über und bedeckt ihn ringförmig mit Bläschen. Infolgedessen werden die Nadeln braun, und der Baum kann bei starkem Befall absterben. Allerdings muss berücksichtigt werden, dass Erkrankungen der Weymouthskiefer in der Tschechischen Republik nicht durchgängig überwacht wurden.

Exkurs 26: Vergleich zwischen Weymouthskiefer und Waldkiefer im Hinblick auf die kommerzielle Holzproduktion

Eine Studie, in der die eingeführte Weymouthskiefer mit der heimischen Waldkiefer verglichen wurde, ergab, dass die Weymouthskiefer höhere Volumina produzierte, was auf nährstoffarmen und sauren Böden besonders ausgeprägt war. Die Schattenverträglichkeit der Weymouthskiefer (im Gegensatz zur lichtbedürftigen Waldkiefer) spielt eine wichtige Rolle bei der Naturverjüngung unter geschlossenem Kronendach.

Die Weymouthskiefer wird häufig mit der Waldkiefer verglichen, da Letztere in vielen Gebieten des Landes eine sehr wichtige Baumart darstellt. Vaněk und Bednář (2013) fanden in einem Vergleich der Holzproduktion der Weymouth-Kiefer und der Waldkiefer heraus, dass das Holzproduktionsvolumen bei der Weymouthskiefer insgesamt größer war als bei der Waldkiefer. Die Weymouthskiefer erreichte einen größeren mittleren Durchmesser und ein größeres mittleres Stammvolumen.

Abb. 127: Mittlerer Durchmesser und mittleres Stammvolumen bei Waldkiefer (SP) und Weymouthskiefer (EWP) aus Beständen im Stadtwald Hradec Králové in Ostböhmen (Quelle: Vaněk und Bednář 2013). Abgebildet sind die Daten für die 10 größten Bäume auf der Versuchsfläche für zwei Altersklassen (42 und 102 Jahre).

Obwohl beide Kiefernarten an nährstoffarmen Standorten wachsen können, wächst die Weymouthskiefer unter solchen Standortbedingungen schneller als die Waldkiefer. Andererseits wurde festgestellt, dass die Naturverjüngung der Waldkiefer diejenige der Weymouthskiefer auf nährstoffreicheren Böden ausstach (Hadincová et al. 1997).

Der Naturverjüngungsgrad beider Kiefernarten ist auch von der Offenheit des Kronendachs abhängig. Da die Weymouthskiefer schattentoleranter ist als die Waldkiefer, ist sie in Beständen mit geschlossenem Kronendach bei der Verjüngung klar im Vorteil. Entsprechend unterschiedlich war dann auch das Vorgehen bei der Naturverjüngung. Im Nationalpark České Švýcarsko, in dem das Vorkommen als Problem angesehen wird, wurde die Naturverjüngung der Weymouthskiefer erfolgreich beseitigt, um eine weitere Verbreitung zu verhindern. In bewirtschafteten Waldbeständen wurde die Naturverjüngung hingegen als kostenlose Waldverjüngung erhalten.

Abb. 128: Weymouthskiefern- (a) und Waldkiefernbestand (b) im Stadtwald Hradec Králové (Fotos: P. Vaněk).

In ihrem heimischen Verbreitungsgebiet (Abb. 126) gilt die Weymouthskiefer wegen ihrer Schnellwüchsigkeit und hohen Holzqualität als wertvolle Baumart für die Holzproduktion (Joyce und Rehfeldt 2013). Obwohl das Holzproduktionspotenzial der Weymouthskiefer für das Einführungsgebiet bestätigt wurde (z. B. Beran und Šindelář 1996), wird sie in der Tschechischen Republik nicht als wirtschaftlich wichtige Baumart betrachtet. Dies liegt vor allem daran, dass die Weymouthskiefer nur einen geringen Bestockungsgrad aufweist. Jedoch führt die Fähigkeit der Weymouthskiefer sich natürlich zu verjüngen

unter dem Kronendach an nährstoffarmen Standorten, an denen eine Naturverjüngung heimischer Baumarten problematisch ist, häufig dazu, dass die Naturverjüngung der Weymouthskiefer in bewirtschafteten Wäldern an solchen Standorten erhalten wird, um zusätzliche Pflanzungskosten zu vermeiden.

Studien im Stadtwald Hradec Králové haben ergeben, dass die Volumenproduktion bei der Weymouthskiefer größer war als bei der heimischen Waldkiefer (Vaněk und Bednář 2013, Exkurs 26). Was die Volumenproduktion in anderen Teilen Europas anbelangt, wurde festgestellt, dass der Zuwachs der Weymouthskiefer denjenigen der heimischen Waldkiefer übertraf, z. B. in Deutschland (Waldherr 2000), der Schweiz (Svoboda 1953), Estland (Kasesalu 2000), Bulgarien (z. B. Ratknic et al. 2002) und Kroatien (z. B. Perić et al. 2004).

Obwohl die Kosten für die Beseitigung invasiver Arten im Verlgeich zu anderen Ländern wie beispielsweise Südafrika (z. B. van Wilgen und Richardson, 2012) in der Tschechischen Republik normalerweise nicht besonders hoch sind, so ist der Aufwand doch nicht unerheblich. Entsprechend sind Beseitigungsmaßnahmen mit hohen Kosten verbunden. Mehr als €245 000 wurden zwischen 1977 und 2002 aus dem Programm zur Landschaftspflege (Unterstützung nicht geschützter Gebiete) investiert, um die Naturverjüngung invasiver Arten zu beseitigen, die Weymouthskiefer eingeschlossen. Im Nationalpark České Švýcarsko, in dem man die Weymouthskiefer als invasiv eingestuft hat, wurden zwischen 2000 und 2003 mehr als €170 000 für die Beseitigung junger Weymouthskiefern ausgegeben (Hentschel und Hentschelová 2003). Zudem ist unbedingt zu beachten, dass die Wiederaufforstung von Standorten, an denen die Weymouthskiefer beseitigt wurde, relativ hohe Kosten verursachen kann (Beznoska 2000).

Abb. 129: Weymouthskiefernbestände im Stadtwald Hradec Králové (Fotos: P. Vaněk).

Der Rückgang der Landwirtschaft in der Tschechischen Republik hat dazu beigetragen, dass die Wiederaufforstung marginaler landwirtschaftlicher Flächen gefördert wurde. In diesem Kontext rückte die Weymouthskiefer aufgrund ihrer Fähigkeit, an nährstoffarmen und trockenen Standorten zu wachsen in den Mittelpunkt des Interesses. Dort sind das Wachstum und die Verjüngung heimischer Arten früher Sukzession, wie z. B. Vogelbeere (*Sorbus aucuparia* L.), Weide (*Salix* spp.) und Birke (*Betula* spp.), im Allgemeinen schwach ausgeprägt. Die Weymouthskiefer wurde daher als Teil der Pioniervegetation betrachtet, die später durch Arten späterer Sukzessionsstadien ersetzt wird (Kaňák 2004). Die Weymouthskiefer könnte auch als Alternative zu heimischen Baumarten in Frage kommen, deren natürliches Verbreitungsgebiet sich infolge des Klimawandels verlagert hat. Studien aus dem heimischen Verbreitungsgebiet in Nordamerika lassen vermuten, dass die Weymouthskiefer erheblich an Bedeutung gewinnen wird, da der Klimawandel zu einer Ausweitung der für sie optimalen Umweltbedingungen führt (z. B. Jacobson und Dieffenbacker-Krall 1995, Iverson und Prasad 1998). Allerdings wurde dies noch nicht hinreichend erforscht, da die Weymouthskiefer nur einen geringen Anteil der Waldfläche in der Tschechischen Republik ausmacht.

Der Beitrag eingeführter Baumarten zur tschechischen Forstwirtschaft ist relativ gering, und solche Arten werden grundsätzlich unterschiedlich wahrgenommen. Obwohl sie in Schutzgebieten nicht vorkommen sollten, könnten sie in bewirtschafteten Wäldern eine Nebenrolle übernehmen.

Obwohl die Weymouthskiefer in Nationalparks unerwünscht ist, wird sie von einigen Förstern als Bereicherung der Baumartenzusammensetzung, als optische Aufwertung der lokalen Wälder und als Beitrag zur Steigerung des Produktionspotenzials betrachtet (Vaca 1999). Daher gibt es zu dieser Baumart durchaus unterschiedliche Ansichten unter den Managern verschiedener Waldökosysteme. Die Weymouthskiefer gilt als in der Tschechischen Republik eingebürgert (Beznoska 2000). Jedoch spielen eingeführte Baumarten in der tschechischen Forstwirtschaft in der Regel keine größere Rolle, da sie nur relativ kleine Flächen bedecken, z. B. Robinie (*Robinia pseudoaccacia*) 0,6 %, eingeführte Fichtenarten (*Picea* spp.) 0,4 %, Roteiche (*Quercus rubra*) 0,2 % oder Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*) 0,2 % (tschechische Waldinventur 2001–2004, ÚHUL 2007). Die Wahrnehmungen wären vermutlich anders, wenn die eingeführten Baumarten den überwiegenden Teil der Waldfläche ausmachten, wie dies z. B. in Irland der Fall ist, wo sie 75 % der Waldfläche bilden (NFI 2013) und somit den lokalen Forstwirtschaftssektor dominieren (zu näheren Informationen über eingeführte Arten in Irland vgl. Kapitel 5.4).

Die Öffentlichkeit steht der Herkunft der in den Wäldern vorkommenden Baumarten tendenziell eher gleichgültig gegenüber, außer wenn sie über die damit zusammenhängenden Probleme aufgeklärt wurde. Im Nationalpark České Švýcarsko wurde die Öffentlichkeit in die Durchführung verschiedener Beseitigungs- und Wiederaufforstungsmaßnahmen eingebunden (České Švýcarsko National Park 2016). Mit diesen Maßnahmen wurden zwei unterschiedliche Ziele verfolgt: (i) Aufklärung der Öffentlichkeit über den Wert von Schutzgebieten und (ii) Anwendung von Beseitigungsmaßnahmen zum Schutz wertvoller Habitate. Eine solche Umwelterziehung trägt entscheidend dazu bei, dass die Öffentlichkeit die Wichtigkeit des heimischen Habitats und der Bemühungen zu dessen Erhaltung anerkennt. Andererseits wird die Öffentlichkeit dafür sensibilisiert, wie

wichtig die Nutzung eingeführter Baumarten für bestimmte wirtschaftliche Zwecke oder als Alternative zu heimischen Arten vor dem Hintergrund des Klimawandels ist.

Weitere Studien zur Weymouthskiefer in der Tschechischen Republik sind notwendig, um ihr invasives Potenzial genauer zu bewerten.

Außer im Elbsandsteingebirge und insbesondere im geschützten Kerngebiet des Nationalparks České Švýcarsko, wo sich die Weymouthskiefer invasiv verhält, ist diese Baumart in der Tschechischen Republik nicht als invasiv aufgefallen. Dies könnte an mangelnder Überwachung liegen oder an fehlender Forschung zu Themen wie Verwilderung oder Diasporendruck in Gebieten, in denen sich die Weymouthskiefer invasiv verhält. Tschechische Förster haben das Holzproduktionspotenzial der Weymouthskiefer erkannt, insbesondere an Standorten mit wasser- und nährstoffarmen Böden, auf denen viele heimische Arten nicht gut wachsen. Da die Weymouthskiefer nur einen geringen Anteil des tschechischen Waldes ausmacht, hat es bislang kaum Forschungsarbeiten zu dieser nordamerikanischen Art gegeben. Weitere Studien sind empfehlenswert, die sich auf die Fragen konzentrieren sollten, ob die Weymouthskiefer angesichts des Klimawandels potenziell als alternative Art in Frage kommt, inwieweit heimische Ökosysteme durch ihr Vorkommen verändert werden und wie ihre Invasivität und ihr Holzproduktionspotenzial einzuschätzen sind.

Es ist unbedingt zu beachten, dass Veränderungen der Ökosysteme drohen, die schwer umzukehren sein dürften, wenn die Invasivität dieser Baumart falsch eingeschätzt wird. Dies gilt insbesondere, da die Biodiversität gewöhnlich nicht rasch genug auf ökologische Veränderungen reagiert und die Geschwindigkeiten gegenwärtiger Veränderungen der Biodiversität tendenziell unterschätzt werden (Essl et al. 2015). Darüber hinaus tragen die Auswirkungen des Klimawandels ebenfalls zu den Invasionsprozessen bei (z. B. Engel et al. 2011). Die unkontrollierte Verbreitung der Weymouthskiefer kann somit als Problem angesehen werden, insbesondere in Gebieten, in denen die Bedingungen für ihre Verbreitung besonders günstig sind. Die Verbreitung dieser Art sollte daher überwacht werden.

Literaturverzeichnis

Beran F. und Šindelář, J. 1996. *Perspektivy vybraných cizokrajných dřevin v lesním hospodářství České republiky. Lesnictví. 8: 357–355.*

Beznoska, K. 2000. *Odumírání vejmutovky v labských pískovcích z pohledu lesníka. Lesnická práce – Archiv časopisu. 79 (09/00). Online version: http://lesprace.cz/casopis-lesnicka-prace-archiv/rocnik-79-2000/lesnicka-prace-c-9-00/odumirani-vejmutovky-v-labskych-piskovcich-z-pohledu-lesnika*

Essl, F., Dullinger, S., Rabitsch, W., Hulme, P.E., Pyšek, P., Wilson, J.R.U. und Richardson, D. M. 2015. *Delayed biodiversity change: no time to waste. Trends in Ecology and Evolution. 30: 375–378.*

Hadincová, V., Dobrý, J., Hanzélyová, D., Härtel, H., Herben, T., Krahulec, F., Kyncl, J., Moravcová, L., Šmilauer, P. und Šmilauerová, M. 1997. *Invazní druh Pinus strobus v Labských pískovcích. Zprávy České Botanické Společnosti. 14: 63–79.*

Hadincová, V., Köhnleinová, I. und Marešová, J. 2007. *Invasive behaviour of white pine (Pinus strobus) in sandstone areas in the Czech Republic. In: Härtel H., Cílek V., Herben T., Jackson A. und Williams R. (Hrsg.). Sandstones Landscapes. Academia Publishing, Prag. S. 219–224.*

Härtel, H. und Hadincová, V. 1998. *Invasion of white pine (Pinus strobus L.) into the vegetation of the Elbsandsteingebirge (Czech Republic/Germany). In: Synge H. und Akeroyd, J. (Hrsg.). Planta Europa Proceedings. Uppsala und London. S. 251–255.*

Hentschel, W. und Hentschelová, H. 2003. *Vejmutovka v Labských pískovcích – nepůvodní dřeviny a invazní rostliny. Sborník přednášek z celostátního semináře. Praha, Česká lesnická společnost. S. 85–98.*

Iverson, L.R. und Anantha Prasad, M. 1998. *Predicting abundance of 80 tree species following climate change in the eastern United States. Ecological Monographs. 68(4): 465–485.*

Jacobson, G. L. und Dieffenbacker-Krall, A. 1995. *White pine and climate change: insights from the past. Journal of Forestry. 93: 39–42.*

Joyce, D.G. und Rehfeldt, G.E. 2013. *Climatic niche, ecological genetics, and impact of climate change on eastern white pine (Pinus strobus L.): Guidelines for land managers. Forest Ecology and Management. 295: 173–192.*

Kaňák, J. 2004. *Zkušenosti s introdukovanými druhy borovic v arboretu Sofronka a jejich použití v imisních oblastech Krušných hor. In: Neuhöferová, P. (Hrsg.). Introdukované dřeviny a jejich produkční a ekologický význam. Sborník z konference. Kostelec nad Černými lesy, 10.-11. 11. 2004. Praha, FLE, ČZU. 2–38.*

Kasesalu, H. 2000. *Cultivation of introduced pines (Pinus spp.) at Järvseljal. Metsanduslikud Uurimused. 32: 63–72.*

Mácová, M. 2008. *Dendroclimatological comparison of native Pinus sylvestris and invasive Pinus strobus in different habitats in the Czech Republic. Preslia. 80: 277–289.*

Mlíkovský, J. und Stýblo, P. 2006. *Nepůvodní druhy fauny a flóry České republiky. ČSOP Publishing. Prag. 496 S.*

Musil, I. und Hamerník, J. 2007. *Jehličnaté dřeviny: přehled nahosemenných i výtrusných dřevin: dendrologie 1, Prag, Academia, 352 S.*

National Park České Švýcarsko. 2016. *V Jetřichovicích se sešli mladí strážci z Čech a Saska. http://www.npcs.cz/v-jetrichovicich-se-sesli-mladi-strazci-z-cech-saska*

NFI. 2013. *National Forest Inventory – Republic of Ireland – Results. Agriculture, Food and the Marine, Dublin, Irland.*

Nožička J. 1965. *Zavádění vejmutovky v Českých zemích do r. 1938. Zprávy Výzkumného ústavu lesního hospodářství a myslivosti ČSSR. 31: 41–67.*

O'Tuama, P., Purser, P., Ni Dhubhain, Á. und Wilson, F. 2016. *Sitka spruce in Ireland. In: Vítková, L. und Krumm, F. (Hrsg.). Introduced tree species to European Forests: challenges and opportunities. European Forest Institute Publishing, Freiburg, Deutschland.*

Perić, S., Orlić, S. und Ivanović, M. 2004. *Growth of six coniferous species in different bioclimates in Croatia. Ekológia. 23(1): 86–98.*

Podrázký, V. und Remeš, J. 2008. *Půdotvorná role významných introdukovaných jehličnanů – douglasky tisolisté, jedle obrovské a borovice vejmutovky. Zprávy lesnického výzkumu. 53(1): 29–34.*

Ratknic, M., Vutkovic, M. und Stamenkovic, V. 2002. *Growth characteristics, economic and ecological significance of conifer plantations on Mt. Stara planina. Study, conservation and utilisation of forest resources. Proceedings of the Third Balkan Scientific Conference, Sofia, Bulgarien, 2.-6. Oktober 2001. S. 443–451.*

Soukup, F., Pešková, V. und Liška, J. 2000. *Odumírání vejmutovky v labských pískovcích. Lesnická práce – Archiv časopisu. 79(06/00). Onlineversion: http://www.lesprace.cz/casopis-lesnicka-prace-archiv/rocnik-79-2000/lesnicka-prace-c-6-00/odumirani-vejmutovky-v-labskych-piskovcich*

Svoboda, A.M. 1976. *Introdukce okrasných jehličnatých dřevin. Československé Akademie Věd Publishing, Praq. 121 S.*

Svoboda, P. 1953. *Lesní dřeviny a jejich porosty – part 1, SZN Publishing, Tschechische Republik, Prag, 411 S.*

ÚHUL. 2007. *National Forest Inventory in the Czech Republic 2001 – 2004: Introduction, Methods, Results. Forest Management Institute (ÚHUL Brandýs nad Labem). 222 S.*

Vaca, D. 1999. *Národní Park České Švýcarsko bude? Lesnická práce – Archiv časopisu. 78 (8/99). Onlineversion: http://www.lesprace.cz/casopis-svet-myslivosti-archiv/rocnik-9-2008/svet-myslivosti-c-12-08/hospodareni-s-cernou-zveri-v-nemecku*

Vaněk, P. 2013. *Natural regeneration and production potential of eastern white pine (Pinus strobus L.) in Hradec Králové Municipal Forests. PhD thesis, Mendel University Brno, Tschechische Republik.*

Vaněk, P. und Bednář, P. 2013. *Comparison of stem volume of eastern white pine (Pinus strobus L.) and Scotch pine (Pinus sylvestris L.). Acta Universitatis Agriculturae Et Silviculturae Mendelianae Brunensis. 26(1): 221–226. doi:10.11118/actaun201361010221*

van Wilgen B. und Richardson, D.M. 2012. *Three centuries of managing introduced conifers in South Africa: Benefits, impacts, changing perceptions and conflict resolution. Journal of Environmental Management. 106: 56–68.*

Waldherr, M., 2000. *Die Strobe in Ostbayern (Niederbayern-Oberpfalz): Wachstum und waldbauliche Erfahrungen. Forst und Holz. 55(2): 35–39.*

Wendel, G.W. und Smith, H. C. 1990. *Eastern White Pine. (Pinus strobus L.). In: R.M. Burns und B.H. Honkala (Hrsg.). Silvics of North America, Volume 1 – Conifers, U.S.D.A. Forest Service Agricultural Handbook 654, Washington, D.C. S. 476–488.*

Wild, J., Hadincová, V., Münzbergová, Z. und Härtel, H. 2013. *Model prostorového šíření borovice vejmutovky (Pinus strobus L.) na území Národního parku České Švýcarsko. In: Csaplovics, E., Seilte, U. und Wild. J. (Hrsg.). Historický vývoj lesa v Českosaském Švýcarsku. Technická Universita Dresden. S. 257–275.*

Zeidler, A., Gryc, V. und Vavrčík, H. 2010. *Dřevo borovice vejmutovky. Lesnická práce – Archiv časopisu. 89(11/10). Onlineversion: http://lesprace.cz/casopis-lesnicka-prace-archiv/rocnik-89-2010/lesnicka-prace-c-11-10/drevo-borovice-vejmutovky*

5.9 Bewertung der Einflussfaktoren für eine Invasion in Waldökosysteme anhand von nationalen Waldinventuren: Silber-Akazie und Schwarzholz-Akazie in Nordwestspanien

Laura Hernández, Isabel Cañellas und Ignacio Barbeito

Unser theoretisches und praktisches Wissen über Pflanzeninvasionen hat im letzten Jahrzehnt erheblich zugenommen (Richardson et al. 2010). Jedoch konnten neuere Herausforderungen nur in begrenztem Umfang untersucht werden, da keine umfassenden periodischen Erhebungen vorlagen. Vor diesem Hintergrund können Daten zu nichtheimischen Arten, die vor Kurzem in die permanent markierten Stichprobenpunkte der nationalen Waldinventuren (National Forest Inventories – NFI) aufgenommen wurden (Corona et al. 2011), ein wertvolles Instrument darstellen, um die Entwicklung der Pflanzeninvasionen in Waldökosysteme auf breiter Ebene zu überwachen (Hernández et al. 2014).

Regelmäßige NFI können ein wertvolles Instrument für die Überwachung der Entwicklung der Pflanzeninvasionen in Waldökosysteme auf breiter Ebene darstellen.

Man geht davon aus, dass die räumliche Ausdehnung einer Invasion überwiegend von abiotischen Faktoren abhängt. Abiotische Barrieren wie Klima oder Boden bestimmen, ob die Samen invasiver Arten überleben, und wirken sich auf die Wachstumsraten in der Besiedelungsphase der Invasion aus (Teoharides und Dukes 2007). Allerdings wird der Invasionsgrad, d. h. die Anzahl der exotischen Arten, die in ein bestimmtes Gebiet oder Habitat außerhalb ihres ursprünglichen Verbreitungsgebiets eingedrungen sind, weitgehend durch die Eigenschaften des invadierten Habitats wie Artenreichtum, Waldstruktur, Reife, Störungen, menschliches Einwirken usw. beeinflusst (Chytrý et al. 2008). Obwohl Merkmale früher Sukzessionsstadien und die Anpassung invasiver Arten an Störungen häufig im Vordergrund stehen, ist zu beachten, dass es auch eine große Anzahl an schattentoleranten Arten später Sukzessionsstadien gibt, die nach ihrer Einführung in ungestörte Waldökosysteme invasive Eigenschaften entwickeln. Darüber hinaus sind reife ungestörte Wälder gegenüber Invasionen nicht so resistent wie angenommen. In den Invasionsmustern zeigt sich der Einfluss der heimischen Waldvielfalt. In früheren Arbeiten wurde eine positive Beziehung zwischen biotischen Einflussfaktoren (z. B. heimische Vielfalt und Invasionsgrad) festgestellt (Levine und D'Antonio 1999).

Der Invasionsgrad wird weitgehend durch die Eigenschaften des invadierten Habitats wie Artenreichtum, Waldstruktur, Reife, Störungen oder menschliches Einwirken beeinflusst.

In diesem Kapitel wird darauf eingegangen, inwieweit Waldstruktur und Artenspektrum im Rahmen einer Klassifizierung der Waldtypen berücksichtigt werden müssen, um die Anfälligkeit der Waldökosysteme gegenüber Invasionen besser zu verstehen. Unterschiede in Baumgröße und Verteilungsmuster könnten neben der Artenvielfalt den demografischen Erfolg eingeführter Pflanzen erklären (Barbeito et al. 2009).

In unserer Studie haben wir auf der Grundlage von NFI-Daten die biotischen und abiotischen Faktoren untersucht, die zur Etablierung zweier invasiver Acacia-Arten – Silber-Akazie (*Acacia dealbata* Link) und Schwarzholz-Akazie (*Acacia melanoxylon* R.Br.) – in der nordwestspanischen Region Galizien geführt haben. Bioklimatische Faktoren haben in Kombination mit menschlichen Faktoren bewirkt, dass der Anteil der nichtheimischen Flora in dieser Region Spaniens (14 %) höher ist als auf dem Rest der Iberischen Halbinsel (12 %) (Sanz Elorza et al. 2004). Diese Erkenntnisse unterstreichen, dass mit forstwirtschaftlichen Überwachungsnetzwerken wie NFI, bei denen periodische Daten zu Waldzusammensetzung, Demografie, Struktur und Management erhoben werden, die Faktoren, welche die Anfälligkeit eines Waldes gegenüber Invasionen beeinflussen, näher beleuchtet werden können. Anhand dieser Daten lassen sich auch ausführliche demografische Raten und räumlich-zeitliche Muster der Verbreitung invasiver Pflanzen als Hauptziele für Erhaltungsstrategien identifizieren.

Silber-Akazie und Schwarzholz-Akazie als Invasoren

Die Gattung *Acacia* (Akazie) gehört zur Familie *Fabaceae* (Hülsenfrüchtler). Weltweit gibt es ungefähr 1400 *Acacia*-Arten, von denen die meisten in Australien und einige in Afrika, Asien und Lateinamerika heimisch sind. Die australischen Acacia-Arten haben sich weltweit, auch in Europa, zu starken Invasoren entwickelt (Lorenzo et al. 2010). Silber-Akazie und Schwarzholz-Akazie bedrohen heimische Habitate, indem sie mit der ursprünglichen Vegetation konkurrieren und heimische Gemeinschaften verdrängen, was einen Rückgang der Biodiversität nach sich zieht. Bei der Invasion etablieren sie sich schnell in der neuen Umgebung und verursachen Veränderungen in der Struktur und Dynamik des Ökosystems. Diese Invasivität ist bedingt durch ihre Fähigkeit, auf Böden mit geringer Fruchtbarkeit zu gedeihen, ihre hohe Verjüngungsfähigkeit nach Störungen durch vegetative oder geschlechtliche Fortpflanzung (Sheppard et al. 2006), ihre hohe Wachstumsrate, die langfristig im Boden gespeicherten Samenbänke und das generalistische Bestäubungs- und Samenverbreitungsmuster (Lorenzo et al. 2010). Darüber hinaus wurden in verschiedenen Studien die allelopathischen Eigenschaften der Acacia-Arten gegenüber anderen Pflanzen nachgewiesen (Lorenzo et al. 2010). All diese Faktoren führen zusammengenommen zu einer hohen Ausbreitungsfähigkeit der Akazienarten, sodass sie besiedelte Standorte dominieren können.

Die Invasivität der Akazien ist hauptsächlich bedingt durch ihre hohe Verjüngungs- und Wachstumsrate, die langfristig im Boden gespeicherten Samenbänke, das generalistische Bestäubungs- und Samenverbreitungsmuster und die allelopathischen Eigenschaften.

Historische Betrachtung der Einführung in Europa und Nordwestspanien

In Europa gibt es acht Acacia-Arten mit invasivem Potenzial (Lorenzo et al. 2010), darunter Silber-Akazie und Schwarzholz-Akazie, welche die in Südeuropa am weitesten verbreiteten Arten sind. In ihrem natürlichen geografischen Verbreitungsgebiet in Südostaustralien und Tasmanien kommt die Silber-Akazie häufig in trockenen aber auch feuchteren Wäldern, heideartigen Waldgebieten, Auen-Ökosystemen und auf Grünland vor, während die Schwarzholz-Akazie eher in gemäßigten Wäldern anzutreffen ist. In Europa bedecken Silber-Akazie und Schwarzholz-Akazie verschiedene Gebiete in sehr unterschiedlichen Habitaten entlang des Mittelmeerbeckens, z. B. küstennahe Dünen- und Sandhabitate, Uferzonen, Waldgebiete, Waldgebiete früher Sukzessionsstadien und stillgelegte Felder.

Die Residenzzeit einer eingeführten Art hat Einfluss auf den Invasionsgrad: Je länger die Art in einem neuen Gebiet vorhanden ist, desto größer ist die Wahrscheinlichkeit von Samen und neuen Verbreitungsvorkommen (Gassó et al. 2012). In diesem Sinn liegen Silber-Akazie und Schwarzholz-Akazie mit einer Residenzzeit von mehr als zwei Jahrhunderten im mittleren Bereich, wenn man sie mit anderen invasiven Arten wie der Amerikanische Agave (*Agave americana* L.) (mehr als 500 Jahre) vergleicht. Die Akazie wurde Mitte des 19. Jahrhunderts, hauptsächlich als Zierart, nach Europa eingeführt (Sheppard et al. 2006, Lorenzo et al. 2010), diente aber auch zur Stabilisierung von Dünen, für die Holzproduktion und zur Ledergerbung.

Die Residenzzeit einer eingeführten Art hat Einfluss auf den Invasionsgrad. Die Akazie wurde Mitte des 19. Jahrhunderts in Europa eingeführt.

In Nordwestspanien datieren die frühesten Zeugnisse dieser Arten auf das Jahr 1808 zurück (Areses 1953), wobei sie in Parks und Gärten zu Zierzwecken angepflanzt wurden. Die Schwarzholz-Akazie wurde in ihrer Funktion als stickstoffbindender Baum auch als Hilfsart eingesetzt, um die Produktivität in Eukalyptusplantagen (*Eucalyptus* spp.), die im Küstengebiet der Untersuchungsgebiete relativ häufig anzutreffen sind, zu erhöhen. Die Silber-Akazie wurde hingegen in Weinbergen und anderen Anbauflächen als Pfähle sowie zur Stabilisierung der Böschungen entlang von Bahngleisen verwendet (Lorenzo et al. 2010). Trotz der Tatsache, dass die Schwarzholz-Akazie nicht im spanischen Katalog invasiver Arten aufgeführt wird (Sanz Elorza et al. 2004), gelten beide Taxa in Galizien als invasive Arten.

Methoden

Die hier dargestellten Ergebnisse basieren auf räumlich expliziten Informationen aus zwei aufeinanderfolgenden NFI-Zyklen, die in Galizien im Abstand von 10 Jahren durchgeführt wurden (1998–2008). In den NFI-Zyklen wurden permanente Stichprobenpunkte analysiert, die in bewaldetem Gebiet systematisch an den Schnittpunkten eines Rasters mit den Abmessungen 1 km x 1 km markiert wurden. Die Stichprobenpunkte bestehen aus vier kreisförmigen Flächen mit Radien von 5, 10, 15 und 25 m. Je nach Brusthöhendurchmesser (BHD) der Baumarten werden an jedem Stichprobenpunkt verschiedene Eigenschaften wie BHD, Höhe der Bäume mit BHD > 7,5 cm und Höhe > 1,30 m gemessen. Darüber hinaus werden andere Waldattribute und -bedingungen (Baum- und Strauchartenzusammensetzung, Dichte, Überschirmung, Reproduktion, Schösslinge; d. h. Bäume mit einem BHD zwischen 2,5 cm und 7,5 cm) erhoben. Aus NFI-Datenbanken abgeleitete biotische und abiotische Prädiktoren auf Stichprobenpunktebene, wurden als unabhängige Variablen herangezogen, um zu analysieren, welcher Zusammenhang zwischen Bestandsstruktur und Störungsregime und der Etablierung der Silber- und Schwarzholz-Akazie besteht. Im Hinblick auf die biotischen Faktoren haben wir flächenspezifische Artenvielfalt, Artendominanz, Artendichte und weitere Faktoren, die die Vielfalt in der Zusammensetzung bestimmen, berücksichtigt: Baumzahl, Strauchzahl, Berger-Parker-Index (Berger und Parker 1970), Durchmesser-Vielfalt (BHD-Abweichung) und Höhenvielfalt (Höhenabweichung). Bei den abiotischen Faktoren wurden waldbauliche Behandlungen betrachtet. Ferner wurden das Vorkommen von Straucharten und der Strauchartenbestand (Stechginster (*Ulex europaeus* L.), Graue Heide (*Erica cinerea* L.), Irische Heide (*Daboecia cantabrica* (Huds.) K. Koch), Besenheide (*Calluna vulgaris* (L.) Hull.)), als Vetreter historischer Störungen die als biologische Waldmanagement-Faktoren für Nordspanien vorgeschlagen wurden (Atauri et al. 2004), in die Analyse einbezogen. Für diese Analyse haben wir in der Studienregion die NFI-Punkte mit Vorkommen von Silber- und Schwarzholz-Akazie ausgewählt (Abb. 130).

Basierend auf den oben genannten Bestandsvariablen und Waldmanagement-Indikatoren, die aus NFI-Datenbanken abgeleitet wurden, können die Punkte als reine oder gemischte, bewirtschaftete oder unbewirtschaftete Bestände eingestuft werden. Wir haben die in der spanischen Waldkarte verwendeten Definitionen von Rein- und Mischbeständen verwendet: Reine Flächen sind jene Flächen, bei denen mindestens 70 % der Grundfläche mit einer einzigen Art bestockt sind. In der NFI werden die waldbaulichen Behandlungen beschrieben, die an jedem Stichprobenpunkt durchgeführt wurden, wobei zwischen Verjüngungs- und Bestandsverbesserungsmethoden unterschieden wird. Wir haben beide Indikatorkategorien (Bestandsvariablen und waldbauliche Faktoren) bei der Klassifizierung der invadierten Wälder wie folgt herangezogen:

- Mischwald aus heimischen Arten (M_Native) – Mischwald aus atlantischen Laubbäumen;
- Mischwald des Übergangsstadiums (M_TranStage) – Mischwälder aus Nadel- und Laubbäumen, die aus der natürlichen Besiedelung durch heimische Arten aus ursprünglich monospezifischen Plantagen entstanden sind, die über einen längeren Zeitraum nicht intensiv zur Holzproduktion bewirtschaftet wurden;
- Mischplantage (M_Manage) – gegenwärtig bewirtschaftete Mischwälder aus Nadel-/Laubbäumen, Nadelbäumen oder Laubbäumen;
- reiner Wald aus heimischen Arten (P_Native) – Stieleichenwälder (*Quercus robur* L.);

- reine Nadelbaumplantage (P_ConPlant) – Plantage aus schnellwüchsiger Seekiefer (*Pinus pinaster* L.) mit kurzer Umtriebszeit und hoher Ernteintensität;
- reine Laubbaumplantage (P_BroadPlant) – Plantagen aus schnellwüchsigem Blauen Eukalyptus (*Eucalyptus globulus* Labill.) zur Zellstoff- und Faserholzproduktion mit kurzer Umtriebszeit und hoher Ernteintensität.

Abb. 130: A) Gegenwärtige bekannte Verteilung von Silber-Akazie und Schwarzholz-Akazie in Nordwestspanien anhand von spanischen NFI-Stichprobenpunkten und B) Europa. (Quellen: Sanz Elorza et al. 2004, Anthos 2012, Projekt DAISIE 2009).

Entwicklung der Verbreitung der Silber-Akazie in Waldökosystemen Nordwestspaniens

Durch den Vergleich der Informationen aus Stichprobenpunkten mit Vorkommen der beiden Acacia-Arten in zwei aufeinanderfolgenden NFI konnten Entwicklung und Verbreitung dieser Arten während der letzten beiden Jahrzehnte in den Waldökosystemen Nordwestspaniens ermittelt werden. Der Waldflächenanteil, der mit Schwarzholz-Akazie und Silber-Akazie bestockt ist, betrug im Jahr 2008 3,15 % bzw. 2,36 %, was mittelhohen jährlichen Invasionsraten (invadierter Gesamtflächenanteil pro Jahr) von 0,1 % bzw. 0,083 % entsprach. Diese Verbreitung ging mit einem Anstieg des Zuwachses und der Bestandesdichte einher, wobei sich in allen Fällen die vorherigen Werte verdoppelten, wenn auch in unterschiedlicher Hinsicht. Während die Dominanz der Schwarzholz-Akazie in Wäldern, in denen sie vorkam, durch Zuwachs anstieg, zeigte sich bei der Silber-Akazie eine stärkere Erhöhung der Bestandesdichte. Dieses Muster lässt sich auch in der Verjüngungsschicht beobachten, in der beide Arten dominant sind. In Verbindung mit dem in der Region festgestellten Rückgang des Pflanzenreichtums und der Samenbankvielfalt im Boden deuten die zuvor beobachteten Trends auf eine zunehmende Homogenisierung der verschiedenen Habitate hin, in denen die beiden Arten vorkommen. Obwohl diese zunehmende Dominanz alle Waldtypen betrifft, ist in Waldökosystemen mit mittelhohem Störungsgrad (Waldmanagement, Brände oder Änderung der Landnutzung), z. B.

in Eukalyptus-Plantagen (*Eucalyptus* spp.), Mischwäldern aus Nadel- und Laubbäumen und Laubwäldern, ein deutlicher Anstieg zu beobachten. Wie vorhergesagt, zeigten die Ergebnisse ein frühes Invasionsstadium beider Arten in der Studienregion (Gassó et al. 2012), was verdeutlicht, dass sich die Arten potenziell weiter verbreiten könnten. Diese Tatsache kann in Kombination mit der großen Häufigkeit von Störungen (z. B. Brände) entscheidend für die Gestaltung künftiger Waldlandschaften in der Region sein.

In Nordwestspanien verbreiten sich Silber-Akazie und Schwarzholz-Akazie rasch und entwickeln sich in großen Waldgebieten zur dominanten Baumart.

Mischung fördert Etablierung der Akazie

Unsere Ergebnisse deuten darauf hin, dass der Reproduktionserfolg der Schwarzholz-Akazie in gemischten Beständen der Übergangsphase und Plantagen größer ist. Die Naturverjüngung der Silber-Akazie kommt hingegen in allen Arten von Mischbeständen vor (Abb. 131). Diese Erkenntnis unterstützt die Hypothese einer positiven Korrelation zwischen Artenreichtum und Invasion (Levine und D'Antonio 1999). Eine stichprobenartige Waldanalyse ergab, dass BHD-Abweichung gefolgt vom Vorkommen von Straucharten (stellvertretend für Störungen) und Artenreichtum (Ergebnisse nicht dargestellt) maßgebliche Faktoren für die Etablierung der beiden Arten waren. Bestände mit einer anderen BHD-Abweichung können aus einer größeren Heterogenität in Bezug auf das Bestandsalter, Artenreichtum, Anzahl der ökologischen Nischen sowie Waldmanagementpraktiken (Großschirmschlag) oder sonstigen Arten von Störungen resultieren. Hingegen hängt die Abweichung in der vertikalen Struktur mit der Artenzusammensetzung und dem Vorkommen unterschiedlicher Baum- und Strauchschichten zusammen, was außerdem zu einer größeren Vielfalt an ökologischen Nischen im Wald führen kann.

Struktur und Zusammensetzung der Wälder spielen eine wichtige Rolle bei der Etablierung der Akazie in Wäldern.

Abb. 131: Dichte der etablierten Verjüngung (Jungbäume/ha) für (a) Schwarzholz-Akazie und (b) Silber-Akazie in Beständen mit unterschiedlichen Mischungen und Störungsregimes in Nordspanien. Zu den Waldtypen zählen: (i) Mischwald aus heimischen Arten (M_Native), (ii) Mischwald des Übergangsstadiums (M_TranStage), (iii) Mischplantage (M_Manage), (iv) reiner Wald aus heimischen Arten (P_Native): Stieleichenwälder, (v) reine Nadelbaumplantage (P_ConPlant), (vi) reine Laubbaumplantage (P_BroadPlant).

Potenzielle Managementstrategien

Umfassende Kenntnisse der Antriebsfaktoren für Invasionen und Veränderungen der biotischen und abiotischen Komponenten der Ökosysteme können die Basis für Bekämpfungs- und gezielte Aufforstungsmaßnahmen bilden (Le Maitre et al. 2011). Gegenwärtig existieren zwar Karten, auf denen das Invasionsrisiko auf europäischer Ebene ausgewiesen wird (EEA 2015), jedoch sind sie aufgrund ihres Maßstabs und ihrer Genauigkeit nur sehr eingeschränkt für ökologische Managementstrategien nutzbar. In Zukunft können anhand der Ergebnisse aus den NFI (aktuelle Verteilung der Arten an den georeferenzierten Punkten und Konnektivitätsabstand zwischen Populationen) zusammen mit anderen Informationen (z. B. potenzielle klimatische Nische) exakte pflanzenbezogene Invasionsrisikokarten auf verschiedenen Ebenen erstellt werden. Dies wird eine effizientere Planung und ein besseres Management der biologischen Invasionen auf regionaler Ebene ermöglichen.

Die exakten pflanzenbezogenen Invasionsrisikokarten, die aus den Informationen der NFI abgeleitet werden, ermöglichen eine effizientere Planung und ein besseres Management der biologischen Invasionen auf verschiedenen Ebenen.

Um das Risiko einer Invasion von Silber- und Schwarzholz-Akazie in neue Gebiete einzudämmen, müssen außerdem Störungen (z. B. Feuer), die ihre Verbreitung begünstigen, vermieden werden (Hernández et al. 2014). Empfohlen wurden waldbauliche Maßnahmen wie die Reduzierung der Kronendachdichte oder die Verhinderung von Samenbanken, indem die Samenproduktion durch biologische Mittel eingeschränkt wird (Richardson und Kluge 2008). Obwohl kaum Informationen über das Management nach der Etablierung der Akazie vorliegen (vgl. Souza-Alonso et al. 2013, Wilson et al. 2011), kann die Verbreitung etablierter Akazienpopulationen durch mechanische Mittel und biologische Behandlungen gestoppt werden. Die Sämlinge der Silber- und Schwarzholz-Akazie sind schnellwüchsig, entwickeln sich aber größtenteils nicht zu Schösslingen. Zur effektiven Nutzung der Ressourcen sollten Bekämpfungsmaßnahmen gezielt auf robuste Sämlinge ausgerichtet werden (Wilson et al. 2011). Dies kann die direkte Bekämpfung durch Herausreißen von Hand, Abweiden, Einsatz von Blattherbiziden oder Pflügen einschließen. Adulte Pflanzen können auch vernichtet werden (z. B. durch Ringelung). Da sie aber neu austreiben können, sind häufig Behandlungen der Stümpfe mit einem Herbizid wie z. B. Triclopyr (Souza-Alonso et al. 2013) oder Glyphosat und zusätzliche Nachbehandlungen notwendig, um die Pflanzen wirksam zu beseitigen. Schließlich können Biopestizide zur Bekämpfung des vegetativen Wachstums oder der Samenproduktion angewendet werden. In Südafrika wurden bereits einige Biopestizide mit vielversprechenden Ergebnissen freigesetzt (Wilson et al. 2011).

Schlussfolgerungen

Die Ausbreitung der Silber- und Schwarzholz-Akazienpopulationen in Europa wird durch verschiedene biologische Eigenschaften begünstigt, die diese Arten zu erfolgreichen Invasoren machen. In Nordwestspanien verbreiten sich Silber- und Schwarzholz-Akazie rasch und entwickeln sich dort in großen Waldgebieten zur dominanten Baumart. Ihre Verbreitungsgebiete werden überwiegend durch Umweltfaktoren und die Konnektivität zwischen Populationen beschränkt. Darüber hinaus scheinen Störungen wie Feuer sowie Struktur und Zusammensetzung der Wälder (Nadel-/Laubbäume, gemischt/rein und strukturelle Vielfalt) eine wichtige Rolle dabei zu spielen, inwieweit sich Silber- und Schwarzholz-Akazie in den verschiedenen Waldtypen etablieren. Da Mischwälder in der Regel strukturell sehr vielfältig sind, sind unserer Ansicht nach Invasionen nichtheimischer Arten in Wäldern nicht nur von der Baumartenvielfalt abhängig, sondern auch von den Bestandesstrukturen, die bei einem bestimmten Waldtyp sehr unterschiedlich sein können. In dieser Fallstudie wird betont, dass die Daten aus umfassenden regelmäßigen Waldinventuren wie dem NFI dabei helfen können, Pflanzeninvasionen zu überwachen und in Zukunft die notwendigen praktischen und theoretischen Kenntnisse in Bezug auf biologische Invasionen in Wäldern zu gewinnen.

Die Invasionen nichtheimischer Arten in Wäldern sind teilweise von der Bestandesstruktur abhängig, die von einem Waldtyp zum anderen sehr unterschiedlich sein können.

Literaturverzeichnis

Anthos – Sistema de información de las plantas de España [Anthos – Plant information system of Spain]. 2012. *Real Jardín Botánico and Fundación Biodiversidad. http://www.anthos.es [Zugriff im März 2014].*

Areses R. 1953. *Nuestros Parques y Jardines. Contribución al Conocimiento de las Plantas Exóticas y Cultivadas en España. Escuela Especial de Ingenieros de Montes, Madrid.*

Atauri, J.A., Pablo, C.L. de, Agar, P.M. de, Schmitz, M.F. und Pineda, F.D. 2004. *Effects of Management on Understory Diversity in the Forest Ecosystems of Northern Spain. Environmental Management. 34: 819–828. doi:10.1007/s00267-004-0180-0*

Barbeito, I., Fortin, M. J., Montes, F. und Cañellas, I. 2009. *Response of pine natural regeneration to small-scale spatial variation in a managed Mediterranean mountain forest. Applied Vegetation Science. 12(4): 488–503. doi:10.1111/j.1654-109X.2009.01043.x*

Berger, W. H. und Parker, F. L. 1970. *Diversity of planktonic Foraminifera in deep sea sediments. Science. 168: 1345–1347. doi:10.1126/science.168.3937.1345*

Chytry, M., Jarosik, V., Pysek, P., Hajek, O., Knollova, I., Tichy, L. und Danihelka, J. 2008. *Separating habitat invasibility by alien plants from the actual level of invasion. Ecology. 89: 1541–1553. doi:10.1890/07-0682.1*

Corona, P., Chirici, G., McRoberts, R.E., Winter, S. und Barbati, A. 2011. *Contribution of large-scale forest inventories to biodiversity assessment and monitoring. Forest Ecology and Management. 262(11): 2061–2069. doi:10.1016/j.foreco.2011.08.044*

DAISIE. 2009. *Handbook of alien species in Europe. Dordrecht, Niederlande: Springer.*

EEA 2015. *European map estimating the level of invasion by alien plant species. http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/figures/european-map-estimating-the-level*

Gassó, N., Thuiller, W., Pino, J.und Vilà, M. 2012. *Potential distribution range of invasive plant species in Spain. NeoBiota. 12: 25–40. doi:10.3897/neobiota.12.2341*

Hernández, L., Martínez-Fernández, J., Cañellas, I. und de la Cueva, A.V. 2014. *Assessing spatio-temporal rates, patterns and determinants of biological invasions in forest ecosystems. The case of Acacia species in NW Spain. Forest Ecology and Management. 329: 206–213. doi:10.1016/j.foreco.2014.05.058*

Le Maitre, D.C., Gaertner, M., Marchante, E., Ens, E.J., Holmes, P.M., Pauchard, A. und Richardson, D.M. 2011. *Impacts of invasive Australian acacias: implications for management and restoration. Diversity and Distributions. 17(5): 1015–1029. doi:10.1111/j.1472-4642.2011.00816.x*

Levine, J.M. und D'Antonio, C.M. 1999. *Elton Revisited: A Review of Evidence Linking Diversity and Invasibility. Oikos. 87: 15–26. doi:10.2307/3546992*

Lorenzo, P., González, L. und Reigosa, M.J. 2010. *The genus Acacia as invader: the characteristic case of Acacia dealbata Link in Europe. Annals of Forest Science. 67: 101–101. doi:10.1051/forest/2009082*

Martin, P.H., Canham, C.D. und Marks, P.L. 2008. *Why forests appear resistant to exotic plant invasions: intentional introductions, stand dynamics, and the role of shade tolerance. Frontiers in Ecology and the Environment. 7: 142–149. doi:10.1890/070096*

Richardson, D.M. und Kluge, R.L. 2008. *Seed banks of invasive Australian Acacia species in South Africa: role in invasiveness and options for management. Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics. 10(3): 161–177. doi:10.1016/j.ppees.2008.03.001*

Richardson, D.M., Daehler, C.C., Leishman, M.R., Pauchard, A. und Pyšek, P. 2010. *Plant invasions: theoretical and practical challenges. Biological Invasions. 12: 3907–3911. doi:10.1007/s10530-010-9845-1*

Sanz-Elorza, M., Dana, E.D. und Sobrino, E. 2004. *Atlas de las plantas alóctonas invasoras de España. Madrid, Dirección General para la Biodiversidad, Ministerio de Medio Ambiente, 384 S.*

Sheppard, A.W., Shaw, R.H. und Sforza, R. 2006. *Top 20 environmental weeds for classical biological control in Europe: a review of opportunities, regulations and other barriers to adoption. Weed Research. 46: 93–117. doi:10.1111/j.1365-3180.2006.00497.x*

Souza-Alonso, P., Lorenzo, P., Rubido-Bará, M., González, L. 2013. *Effectiveness of management strategies in Acacia dealbata Link invasion, native vegetation and soil microbial community responses. Forest Ecology and Management. 304: 464-472. doi.org/10.1016/j.foreco.2013.05.053*

Teoharides, K.A. und Dukes, J.S. 2007. *Plant invasion across space and time: factors affecting non-indigenous species success during four stages of invasion. New Phytologist. 176: 256–273. doi:10.1111/j.1469-8137.2007.02207.x*

Wilson, J. R. U., Gairifo, C., Gibson, M. R., Arianoutsou, M., Bakar, B. B., Baret, S., Celesti-Grapow, L., DiTomaso, J. M., Dufour-Dror, J.-M., Kueffer, C., Kull, C. A., Hoffmann, J. H., Impson, F. A. C., Loope, L. L., Marchante, E., Marchante, H., Moore, J. L., Murphy, D. J., Tassin, J., Witt, A., Zenni, R. D. und Richardson, D. M. 2011. *Risk assessment, eradication, and biological control: global efforts to limit Australian acacia invasions. Diversity and Distributions. 17: 1030–1046. doi:10.1111/j.1472-4642.2011.00815.x*

5.10 Management invasiver Baumarten im Nationalpark Donau-Auen, Österreich

Verena Quadt, Gerald Oitzinger und Karoline Zsak

Die Donau ist mit einer Gesamtlänge von 2850 km, von denen allein 350 km in Österreich liegen, der zweitlängste Fluss Europas. Im Verlauf der letzten zwei Jahrhunderte haben diverse Flussregulierungen, der Bau von Dämmen für den Hochwasserschutz, die Schifffahrt und die Energiegewinnung den ursprünglichen Flussverlauf wie auch die natürlichen Überschwemmungsgebiete verändert und verengt. Solche Landschaftsveränderungen haben dazu geführt, dass die Donau in Österreich nur noch an zwei Stellen frei fließen kann, nämlich im engen Tal der Wachau sowie im Gebiet des Nationalparks Donau-Auen.

Der Nationalpark Donau-Auen beheimatet 838 Pflanzenarten und mehr als 200 Wirbeltierarten. Er befindet sich in einem freifließenden Flussabschnitt der Donau.

Der Donauabschnitt Obere Lobau als Teil des Nationalparks, flussaufwärts erfüllt wichtige Erholungsfunktionen für den Großraum Wien und Niederösterreich, wohingegen das Gebiet Untere Lobau weiter flussabwärts einen ökologischen Hotspot mit unterschiedlichen Stillgewässern bildet. Der vom Nationalpark aus flussabwärts gelegene March-Damm dient abgesehen von Hochwasserschutz und Naherholung (z. B. Donau-Radweg) auch als Rückzugsgebiet für bedrohte Arten der Halbtrockenrasen – dazu gehören auch Orchideen wie die *Ophrys* spp., *Orchis militaris* L. und *Neotinea ustulata* L. (Manzano 2000) – und als Migrationskorridor. Die Artenvielfalt ist mit 838 Pflanzenarten und mehr als 200 Wirbeltierarten innerhalb des Nationalparks besonders reich (Drescher und Magnes 2002). Der Auwald wird unterteilt in Hartholzaue, die selten überschwemmt wird (vorkommende Baumarten sind z. B. Ulmen (*Ulmus* spp.), Eichen (*Quercus* spp.), Eschen (*Fraxinus excelsior* L.), aber auch unterschiedliches Wildobst), und Weichholzaue, die oft überschwemmt wird, wo am häufigsten die Silberweide (*Salix alba* L.), die Purpurweide (*Salix purpurea* L.), Erlen (*Alnus* spp.), die Silberpappel (*Populus alba* L.) und die Schwarzpappel (*Populus nigra* L.) vorkommen (Nationalpark Donau-Auen 2016). Außerdem ist die Donau einer der größten Wasserwege Europas und erfüllt, wenngleich sie durch den Nationalpark fließt, nach wie vor eine bedeutende Funktion als Wasser- und Transportweg (Rak und Bergmann 2013).

Eine Naturrauminventur des Nationalparks von 2008/2009 zeigt eine Zunahme der Gebiete, die von zwei invasiven eingeführten Baumarten dominiert werden: dem Götterbaum (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle) und dem Eschenahorn (*Acer negundo* L.). Der Anteil dieser Baumarten ist in den letzten 10 Jahren in der Verjüngung von 5,3 auf 17,9 gestiegen und hat sich in der Baumschicht um 25 % auf insgesamt 10 % erhöht. Aus diesem Grund wurden einige Strategien zur Beseitigung dieser beiden invasiven Baumarten diskutiert: Die Methode „kein Eingriff“ (entsprechend der Schutzstrategie des Nationalparks) und Methoden zur Beseitigung, um das Vorkommen invasiver Arten zu reduzieren oder auszuschließen. Da eine Vorgehensweise des Nicht-Eingriffs zum Verlust von Arten und Lebensraum führen würde, hat man einen Plan für ein temporäres Management entworfen, um die Chancen für heimische Arten zu verbessern (Hochbichler et al. 2012).

Abb. 132: Auf der Karte des Nationalparks Donau-Auen sind die Wälder, Wiesen und Feuchtgebiete eingezeichnet (Nationalpark Donau-Auen 2016).

Die Ausbreitung des Götterbaums, des Eschenahorns und der Robinie im Nationalpark Donau-Auen führte zu einem der größten „Zurückdrängungsprojekte" invasiver Baumarten in Schutzgebieten in Mitteleuropa.

Das Ergebnis der Inventur hinsichtlich der Ausbreitung des Götterbaums und Eschenahorns zusammen mit der Ausbreitung einer weiteren eingeführten Baumart, der Robinie (*Robinia pseudoacacia* L.) mündete in der Initiierung des Projekts „Management invasiver Neophyten im Nationalpark Donau-Auen" (2012–2014). Dieses Projekt wurde mit dem Ziel angestoßen, einen passenden Managementansatz zur Beseitigung eingeführter Baumarten zu entwickeln und bereits bestehende und angewandte Strategien zur Bekämpfung eingeführter invasiver Baumarten zu überarbeiten (Oitzinger et al. 2015). Auch hat man sich mit der Umsetzbarkeit unterschiedlicher Managementverfahren zur Bekämpfung eingeführter Baumarten in Schutzgebieten des Nationalparks befasst, in denen normalerweise kein Management erlaubt ist.

Die Hauptfragen, die im Projekt bearbeitet wurden, waren folgende:

- Wie lange dauert es, bis die Baumart (Götterbaum bzw. Eschenahorn) nach der Ringelung abstirbt?
- Wie hoch ist die Mortalitätsrate der untersuchten Stämme?
- Bilden die getesteten Baumarten Austriebe unterhalb der Ringelung?
- Wie lange überleben solche Austriebe?
- Wie wird sich die Baumvegetation in diesen Beständen nach der Beseitigung der eingeführten Baumarten entwickeln?

Das Projekt beinhaltete mehrere Experimente und war sehr komplex. Tabelle 27 zeigt ein Beispiel einer Versuchsanordnung eines Projektexperiments, bei dem die Methode der Ringelung getestet wurde. In diesem besonderen Experiment wurden 35 Versuchsflächen unterschiedlicher Größe (200–800 m^2) gebildet, um Maßnahmen zur Beseitigung

des Götterbaums und des Eschenahorns auszuwerten. Seit Beginn des Projekts wurde bei der Hälfte der Flächen kontinuierlich Naturverjüngung beobachtet. Nähere Informationen zum Projekt und der angewandten Methodik finden sich in Oitzinger et al. (2015).

Tab. 27: Beispiel einer Versuchsanordnung, bei der die Ringelung im August und September 2013 durchgeführt wurde (Gb = Götterbaum, EA = Eschenahorn und R = Robinie)

Probefläche Nr.	Baumart	Jahr der Ringelung	Anzahl eingeführter Bäume/ha in der Baumschicht	Höhe dominanter Baumschicht (m)	Alter Hauptbestand im Jahr 2013	Totholz (%) im Jahr 2013	Problemflächengröße (m²)
2	Gb	Winter 2012	1996	18	20	20	486
4	Gb	Winter 2014	2587	20	21	20	286
6	Gb	Winter 2014	667	20	40	20	225
7	Gb	Winter 2014	511	25	66	15	352
8	Gb	Winter 2014	391	25	81	20	460
9	Gb	Fläche gemulcht	0	18	24	15	400
10	Gb	Winter 2014	1300	15	24	10	400
11	Gb	Winter 2014	1189	25	46	15	841
13	Gb	Winter 2010	500	30	46	20	400
14	Gb	Winter 2011	1175	25	40	15	400
17	Gb	Winter 2012	1389	20	31	20	540
18	Gb	Winter 2012	2060	15	26	40	432
19	Gb	Winter 2012	659	25	56	10	425
21	Gb	Winter 2013	451	25	56	15	576
22	Gb	Winter 2014	1120	25	40	15	250
23	Gb	Winter 2014	1016	20	31	5	512
24	Gb	Winter 2014	1238	25	20	10	420
25	Gb	Winter 2013	1689	22	26	20	450
26	Gb	Winter 2014	1366	25	40	10	432
28	EA	Winter 2010	140	30	46	10	500
29	EA	Winter 2013	467	27	24	25	300
30	EA	Winter 2011	650	15	40	10	400
31	EA	Winter 2011	593	18	20	20	455
32	EA	Winter 2011	480	20	60	70	625
33	EA	Winter 2011	336	30	46	20	803
35	EA	Winter 2014	1100	15	26	30	200
36	EA	Winter 2014	2667	10	10	5	150
38	EA	Winter 2012	267	20	26	30	486
39	EA	Winter 2012	1053	23	36	40	418
40	EA	Winter 2012	223	30	40	40	672
43	EA	Winter 2014	183	20	41	10	600
47	EA	Winter 2014	3000	10	10	5	480
48	EA	Winter 2014	379	30	46	20	448
50	R	Winter 2014	1056	20	41	20	625
51	R	Bezugsfläche	467	20	30	15	450

Abb. 133: Beseitigungsmaßnahmen im Nationalpark Donau-Auen: a) Ringelung des Eschenahorns (Foto: ÖBf) und b) mechanische Entfernung eingeführter Baumarten (Foto: F. Kovacs).

Die Ergebnisse des Projekts zeigen, dass die Ringelung eine wirksame Methode zur Bekämpfung des Götterbaums ist: Die Mortalitätsraten ausgewachsener Bäume erreichten ein halbes Jahr nach Ringelung 60 % und nach einem Jahr 90 % (Abb. 134a). Die Methode der Ringelung kann auch zur Bekämpfung des Eschenahorns angewendet werden, obwohl Mortalitätsraten von 90 % erst nach drei Jahren erreicht wurden (Abb. 134b).

Ein wesentlicher Aspekt bei der Beseitigung invasiver Baumarten ist die Unterdrückung der Naturverjüngung und die Unterbindung der Samenproduktion. Im Fall des Eschenahorns ist es entscheidend, weibliche Bäume umzuschneiden, da sie in den Jahren nach der Ringelung zur Produktion großer Samenmengen neigen.

Abb. 134: Entwicklung der Mortalitätsrate in der Baumschicht in Abhängigkeit der Jahre nach durchgeführter Ringelung für den Götterbaum (a) und den Eschenahorn (b).

Bei den untersuchten Baumarten variierte die Vitalität von Adventivtrieben; 55 % der Adventivtriebe des Götterbaums mit toten oder absterbenden Baumkronen waren noch im Jahr nach der Ringelung vital. Dennoch starben alle Triebe vier Jahre nach Durchführung der Ringelung ab (Abb. 135). Bei der Vitalität von Trieben des Eschenahorns wurde eine andere Tendenz festgestellt. Ein Jahr nach Durchführung der Ringelung waren 60 % der Adventivtriebe abgestorben und vier Jahre nach durchgeführter Ringelung alle.

Abb. 135: Entwicklung der Vitalität der Adventivtriebe in Abhängigkeit der Jahre nach durchgeführter Ringelung a) Götterbaum und b) Eschenahorn.

Die Mehrheit der Adventivtriebe des Götterbaums und Eschenahorns starb innerhalb von 1–3 Jahren nach durchgeführter Maßnahme ab und wurde daher als kontrollierbar eingestuft; der Götterbaum aber bildet nach durchgeführter Ringelung starke Wurzelbrut, und diese kann sich bei einer Nichtbehandlung ausbreiten.

Es ist wichtig zu bedenken, dass die Wurzelbrut des Götterbaums durch Ringelung angeregt wird. Wurzelausschläge wurden insbesondere in der Kraut- und Strauchschicht beobachtet. Auf einer Probefläche verdoppelte sich der Anteil des Götterbaums in der Krautschicht von 40 % auf 80 %, und auf einer weiteren Fläche stieg er von 3 % auf 85 % an. Auf einer dritten Fläche stieg der Anteil des Götterbaums in der Strauchschicht von 15 % auf 26 %. Das Gegenteil wurde beim Eschenahorn verzeichnet. Dort nahmen die Wurzelausschläge bedeutend ab und kamen in der Strauchschicht nahezu nicht mehr vor; in einem Beispiel reduzierte sich der durchschnittliche Deckungsgrad von 32 % vor der Bekämpfung (2013) auf 3 % danach (2014). Der bedeutende Unterschied zwischen den verzeichneten Wurzelausschlägen der zwei eingeführten Baumarten kann mit dem Verbissdruck erklärt werden, da Rotwild den Eschenahorn als Verbissgehölz bevorzugt.

Ein anderes Experiment (zur Robine im Nationalpark) untersuchte die Artenzusammensetzung der Naturverjüngung nach unterschiedlichen Maßnahmen: Kahlschlag oder Ringelung der Robinie. Die Artenzusammensetzung nach Durchführung der Maßnahme wird in Abbildung 136 dargestellt (Details zur Methodik in Oitzinger et al. 2015). Der Flächenanteil an Jungbäumen des Eschenahorns auf Fläche 1-1 (Kahlschlagfläche) liegt über 35 %.

Abb. 136: Anteil der Naturverjüngung unterschiedlicher Baumarten in einem Experiment, bei dem 2014 die Artenzusammensetzung nach durchgeführten Maßnahmen (Ringelung oder Kahlschlag) untersucht wurde. (Aneg = *Acer negundo*, Aalt = *Ailanthus altissima*, Rpse = *Robinia pseudoacacia*, Acam = *Acer campestre*, Fexc = *Fraxinus excelsior*, Jreg = *Juglans regia*, Palb = *Populus alba*, Pnig = *Populus nigra*, Pavi = *Prunus avium*, Ppad = *Prunus padus*, Qrob = *Quercus robur*, Umin = *Ulmus minor*).

Im Vergleich zum Kahlschlag bietet die Ringelung als Beseitigungsmethode für invasive Baumarten einen Vorteil: Ein erheblicher Anteil an Totholz bleibt im Bestand, und die Struktur des Waldbestands bleibt erhalten. Totholz ist eine wichtige Komponente des Waldökosystems und sollte daher besonders in geschützten Bereichen des Nationalparks gefördert werden. Kahlschlag begünstigt auch die Verbreitung von Ruderalvegetation, wodurch andere invasive Pflanzenarten wie die Riesen-Goldrute (*Solidago gigantea* L.) angezogen werden können. Deshalb sind Kahlschläge eine ungeeignete Maßnahme zur Beseitigung, da sie das Ökosystem in eine unerwünschte Richtung lenken. Außerdem erleichtert der erhöhte Lichteinfall auf Kahlschlagflächen das Wachstum von Robinientrieben. Daher ist diese Maßnahme für Gebiete, in denen die Robinie bereits vorkommt, nicht empfehlenswert.

Die Kosten der Beseitigung spielen beim Eindämmen der Verbreitung invasiver Baumarten eine wichtige Rolle. Im Fall des hier beschriebenen Projekts wurden die Kosten für die Kartierung und Ringelung auf 1,80€ pro Baum kalkuliert. Das sind circa 170–270€ pro Hektar (Hochbichler et al. 2012). Die Werte können als Grundlage zur Kostenschätzung weiterer Ringelungsarbeiten zur Beseitigung eingeführter und/oder invasiver Baumarten in Auwäldern betrachtet werden. Wichtig ist jedoch, dass die tatsächlichen Kosten der Ringelung höher waren, da die Arbeiten von erfahrenen Experten und nicht von Saisonarbeitern ausgeführt wurden. Aus rechtlicher Sicht muss bei der Planung von Ringelungsarbeiten in Beständen invasiver Baumarten die jünger als 60 Jahre sind, das Waldgesetz konsultiert werden und, falls notwendig, eine Sondergenehmigung eingeholt werden.

Die auf diesen Projektergebnissen basierenden Empfehlungen legen nahe, dass Kahlschläge in großen Gebieten, in denen invasive Baumarten weit verbreitet sind, nicht durchgeführt werden sollten. Solche Eingriffe stören die Bestandsstruktur und erfordern langfristige und konsequente Nachbehandlung. Angemessener (auf Bestandsebene) und

im Einklang mit einer Philosophie des minimalen Eingriffs ist die Durchführung von Maßnahmen, die auf die Behandlung von Einzelbäumen abzielen (z. B. Ringelung), um diese zurückzudrängen und die Naturverjüngung heimischer Baumarten zu ermöglichen. Ein klarer Vorteil solcher Maßnahmen ist der relativ geringe Bedarf an Folgeeingriffen.

Das Projekt hat gezeigt, dass von invasiven Arten dominierte Bestände erfolgreich in Bestände umgewandelt werden können, in denen diese Arten nur noch einen geringen Anteil ausmachen (oder gar nicht vorkommen). Dies erfordert aber konsequenten Einsatz und beträchtliche finanzielle Mittel. Besonderes Augenmerk sollte auf solche Arten gelegt werden, die als invasiv gelten, jedoch bisher nicht im Nationalpark Donau-Auen vorkommen. Sollten solche Arten im Nationalpark erscheinen, sind Bekämpfungsmaßnahmen frühzeitig zu ergreifen, um deren Etablierung zu verhindern. Die Überwachung der für dieses weiträumige Beseitigungsprojekt dauerhaft eingerichteten Flächen wird fortgeführt werden, um über einen längeren Zeitraum repräsentative Ergebnisse zu den Methoden und ihrem Erfolg zu erhalten. Die Folgebehandlungen (z. B. Ringelung und Entfernung der Wurzelbrut) werden ebenfalls fortgeführt, um sicherzustellen, dass invasive Baumarten aus dem Gebiet des Nationalparks nachhaltig entfernt werden.

Literaturverzeichnis

Drescher, A. und Magnes, M. 2002. *Anthropochoren im Nationalpark Donauauen – Ziel von Bekämpfungsmaßnahmen oder Bereicherung der Biodiversität? BAL Bericht über das 10. Österreichische Botanikertreffen. BAL Gumpenstein. S. 141-144.*

Hochbichler, E., Frank, G., Fraissl, Ch., Oitzinger, G., Knapp, R., Kovac, F., Maier, E., Lassnig, Ch. und Posch, B. 2012. *Projektendbericht/Gutachten. Erarbeitung eines Leitfadens für das wadbauliche Neophytenmanagement im Nationalpark Donau-Auen (Teil NÖ). Nationalpark Donau-Auen.*

Manzano, C. 2000. *Großräumiger Schutz von Feuchtgebieten im Nationalpark Donau-Auen. Stapfia. 69: 229-248.*

Nationalpark Donau-Auen. 2016. *Donau-Auen Nationalpark: Habitats. http://www.donauauen.at/natur-wissenschaft/lebensraeume/*

Nationalpark Donau-Auen. 2010. *Donau-Auen National Park: where the blue Danube goes green. http://www.donauauen.at/dateien/2985_Naturschutz_engl_download.pdf*

Nationalpark Donau-Auen. 2016. *Wegenetz im Nationalpark. http://www.donauauen.at/dateien/9976_Wegenetz_im_Nationalpark.pdf (Design & Grafik: www.projektblatt.at/Angela Batik.)*

Oitzinger, G., Zsak, K. und Knoll, T. 2015. *Endbericht zum Projekt Management invasiver Neophyten im Nationalpark Donau-Auen. Österreichische Bundesforste and Nationalpark Donau-Auen. 56 S. (unveröffentlichter Bericht).*

Rak, C. und Bergmann, U. 2013. *Neophyten an Gewässerrändern, Wissenschaftliche Reihe Nationalpark Donau-Auen, Heft 31/2013. (Diplomarbeit, eingereicht im Januar 2006 an der Universität Wien. 205 S.)*

Synthese

Frank Krumm und Lucie Vítková

Zusammenfassung

Neben dem Klimawandel gelten invasive Arten derzeit als eine der größten Bedrohungen für die Artenvielfalt. Wenn Wissenschaftler, Praktiker und die Gesellschaft über die absichtliche und unbeabsichtigte Einführung von Arten diskutieren, geht es meistens darum, wie man die Kontrolle über Arten nicht verliert, die vermeintlich nicht in ein bestimmtes natürliches Ökosystem gehören. Es waren hauptsächlich das mühelose Reisen und die globalisierte Wirtschaft, die die Einführung von Arten gefördert haben; dies wird sich vermutlich auch nicht ändern, da es keine realistischen Szenarien gibt, die einen Rückgang der Reise- und Handelsaktivitäten vorsehen und so die Anzahl neuer Einführungen limitieren könnten.

Migrationen und Invasionen von Arten gelten, ähnlich wie das Aussterben von Arten, durchaus als natürliche Prozesse und als Teil natürlicher Dynamiken. Die menschlichen Aktivitäten bewirken jedoch eine deutlich höhere Anzahl von Einführungen und Invasionen, als es natürlicherweise der Fall wäre. Dies ist belegt durch prähistorische Funde und durch Invasionsprozesse, die auf entlegenen Inseln wie Hawaii oder den Galapagosinseln nachgewiesen werden können. Abgesehen von den Folgen für die Artenvielfalt gibt es zumindest aus menschlicher Sicht auch unerwünschte Auswirkungen durch sich ausbreitende eingeführte Arten, z. B. negative Folgen für die menschliche Gesundheit oder für die Wirtschaft. Die ökologische Ethik des Menschen spielt eine bedeutende Rolle, da sie uns dabei hilft zu verstehen, wie bestimmte gesellschaftliche Strömungen zustande kamen, wie sich bestimmte Begriffe mit der Zeit entwickelt haben und auch wie unterschiedliche Teile der Gesellschaft die Wahrnehmung und Auslegung bestimmter Themen beeinflussen können.

Eine der zentralen Erkenntnisse aus dem fundierten Einblick in unterschiedliche Themen rund um eingeführte und invasive Baumarten in Europa und darüber hinaus ist, dass historische Prozesse besser verstanden und eingeordnet werden müssen. Unser Klima hat sich verändert und so auch das Spektrum natürlich auftretender Arten. Inzwischen konnten Eiszeiten und Zwischeneiszeiten anhand von Artenmigrationen und fundierten wissenschaftlichen Erkenntnissen besser analysiert werden. Kapitel 1.1 beschäftigt sich mit diesen natürlichen Wegen der Einführung und zeigt, wie sich Ökosysteme in der Vergangenheit verändert haben. Dabei sollte berücksichtigt werden, dass Veränderungen Teil eines Ökosystems und mit deren dynamischer Entwicklung verbunden sind. Paläologische Funde und die Entwicklung neuer Methoden und Analysen bieten bessere Einblicke in die natürlichen historischen Wanderbewegungen von Arten.

Vor 5 000–6 000 Jahren kam der Mensch mit ins Spiel und hat sich seither schnell entwickelt. Neben der zunehmenden Migration von Menschen und damit auch der Intensivierung ihrer Handelsaktivitäten, wurde auch die Landwirtschaft immer weiter intensiviert. Solche Aktivitäten haben Veränderungen im Ökosystem verursacht, und entsprechend gab es Wechselwirkungen unterschiedlicher Art zwischen biologischen Invasionen und

Veränderungen in der Landnutzung. Die Häufigkeit von Störungen, aber auch deren Art und Ausprägung hat sich seither verändert und so Arteninvasionen gefördert. Allerdings sind solche Wechselwirkungen zwischen Landnutzungsänderungen und Invasionen von Arten nicht ganz so einfach zuzuordnen, da sowohl Pflanzen als auch Tiere die Störungsregime der jeweiligen Gebiete, die sie besiedeln, beeinflussen und verändern können.

Nach der Entdeckung Amerikas im 15. Jahrhundert wurde die Vielfalt der Baumarten in Europa erheblich bereichert. So begannen Förster und andere Landbewirtschafter, Arten aus der sogenannte Neuen Welt und auch aus anderen Teilen der Welt (Kapitel 1.2) in europäische Wälder einzuführen. Ästhetische Gründe gewannen an Bedeutung, und es wurden Gärten, Parks und Arboreten als wichtiger Faktor für die Erholung, Bildung und Inspiration angelegt. Obwohl auch heimische Arten zur Zierde verwendet wurden, hat man häufig nichtheimische Arten (nicht nur) wegen ihrer besonderen Erscheinung vorgezogen. Einige zu ästhetischen Zwecken eingeführte Arten verbreiteten sich außerhalb der vorgesehenen Flächen und verursachten ernstzunehmende Schäden in Wäldern.

Die industrielle Revolution sorgte für eine steigende Nachfrage nach Holz. Dies führte zu starker Abholzung von Naturwäldern in Europa; zur Wiederherstellung der Waldflächen wurden in einigen europäischen Ländern Arten nichtheimischen Ursprungs verwendet. Später, in den 1970er und 1980er Jahren ist die Luftverschmutzung und als Folge davon das Waldsterben ein Thema geworden. Das Bewusstsein, dass die Natur durch menschliches Handeln bedroht wird, ist dabei gestiegen. Als Konsequenz hat sich seit den 1980er Jahren die Naturschutzbewegung in Europa rasant entwickelt. Die Veränderungen in Ökosystemen und die Veränderungen und Beeinträchtigungen natürlicher Prozesse, die häufig zu einer Verringerung der Artenvielfalt führt, wurde viel diskutiert und das Vorkommen eingeführter Baumarten durchaus auch positiv betrachtet. Solche Diskussionen wurden auch auf politischer Ebene geführt, eine einheitliche, präzise Terminologie wäre dabei hilfreich gewesen, denn leider wurden die mit der Einführung von Arten und der Invasionsbiologie in Zusammenhang stehenden Begriffe oft unterschiedlich verwendet und führten so häufig zu Missverständnissen.

Ein umfassendes Verständnis für historische Entwicklungen und politische Bewegungen kann bestimmte Sichtweisen beeinflussen (Kapitel 2.1). Dies kann sich positiv auf die Einstellung zum jeweiligen Thema und auf die Verwendung spezifischer Begriffe auswirken. Um einige Begrifflichkeiten und etwaige unterschiedliche Interpretationen besser zu verstehen, ist es daher entscheidend, soziale wie auch politische Entwicklungen zu berücksichtigen.

Sogenannte Natur- und Primärwälder und die Wildnis gelten oft als etwas Positives oder moralisch Gutes, im Gegensatz sind Wörter wie „Invasion“ oder „Neophyt“ in der Gesellschaft negativ belegte Begriffe. Menschliches Handeln wird häufig durch Ethische Einstellungen und damit durch subjektives Handeln bestimmt (Kapitel 2.2). Auch wenn unterstützende Strukturen und Verfahren zur realistischen Bewertung entwickelt wurden, bleibt die objektive Bewertung, ob eine Art im biologischen Sinne invasiv ist oder nur negativ von der Gesellschaft wahrgenommen wird, weil sie nichtheimisch ist, weiterhin eine Herausforderung. Die Frage, ob eine Art als invasiv bezeichnet werden soll ist somit auch abhängig von der Anwendung geeigneter wissenschaftlicher Ansätze.

Umweltbedingungen unterliegen stetigem Wandel, und auch die Antwort auf die Frage, ob eine Art invasiven Charakter besitzt, kann sich mit der Zeit verändern. Obwohl bei der Risikobewertung im Rahmen der Frage, ob sich eine Baumart etabliert und invasiv

werden kann, Fortschritte zu verzeichnen sind, ist eine Prognose hinsichtlich dessen, wie invasiv sich Arten unter dem Einfluss des Klimawandels und der anhaltenden Veränderungen in der Landnutzung entwickeln, nicht einfach zu beantworten (Kapitel 2.3). In dieser Diskussion ist die menschliche Wahrnehmung wichtig, die je nach Akteur und Sichtweise unterschiedlich ausfällt, da sie oft emotional und/oder wirtschaftlich motiviert ist, und selbst wissenschaftliche Untersuchungen in Frage gestellt werden, was die Situation noch komplizierter macht. Meinungsverschiedenheiten können dabei ein Katalysator für transparente Kommunikation und angemessene Moderation zwischen unterschiedlichen Interessengruppen sein (Kapitel 2.4).

Mutualisten können einen starken Einfluss haben und somit deren Verbreitung mitbestimmen. Dies ist zurückzuführen auf Veränderungen durch die Ankunft assoziierter/anderer Arten oder die Anpassung heimischer Arten an das Vorkommen eingeführter Arten. Bodenmutualisten wie Mykorrhiza-Pilze können Bauminvasionen durch sogenannte Koinvasionen stark beeinflussen (Kapitel 2.5). Eine Koinvasion birgt potenzielle Konsequenzen, die derzeit noch nicht komplett verstanden sind, da indirekte Prozesse und dazugehörige Wechselwirkungen noch nicht vollständig erforscht wurden. Solche Interaktionen sind von grosser Bedeutung für eingeführte Arten, jedoch sind die vielen unbeantworteten Fragen hinsichtlich eingeführter und invasiver Baumarten nicht leicht zu lösen, da Entwicklungsprozesse dynamisch und schnell sind und Faktoren wie Veränderungen des Klimas und der Landnutzung präziser definiert werden müssen, um sich ein möglichst komplettes Bild machen zu können. Dabei sollte berücksichtigt werden, dass Landnutzungsänderungen mit Klimaveränderungen interagieren, was wiederum Invasionen von Baumarten fördern kann. Um diese Prozesse noch besser zu verstehen bedarf es der Unterstützung der Wissenschaft. In einigen Teilen der Welt, in denen eingeführte Arten schon seit längerem eine wichtige Rolle in der Landschaftsdynamik spielen, hat sich die Invasionsökologie als Wissenschaft prominent entwickelt. Südafrika kann hier als Beispiel dienen, da eingeführte Baumarten die dortige Umwelt enorm verändert haben und anschließende Invasionen zu unumkehrbaren Veränderungen in lokalen Ökosystemen geführt haben (Kapitel 2.6).

Das Management eingeführter und invasiver Baumarten sollte auf wissenschaftlichen Erkenntnissen basieren und durch geeignete Risikobewertungen untermauert werden, um den zahlreichen Herausforderungen in der Waldbewirtschaftung begegnen zu können. Dies umfasst auch theoretische Konzepte zur Bewertung potenzieller Folgen invasiver Arten. Kapitel 3.1 befasst sich mit mehreren Ansätzen zur Bewertung solcher Folgen; da der potenzielle Samendruck und spezifische Arteigenschaften gravierende Folgen auf die Umwelt haben können, helfen Punktesysteme dabei, die Notwendigkeit für Maßnahmen und daraus folgende Investitionen für eine aktive Bekämpfung oder Managementansätze zu bewerten.

Die Erstellung von Listen invasiver Arten kann für rechtzeitige Managementmaßnahmen hilfreich sein. Jedoch ist dies eine Herausforderung, insbesondere für so stark besiedelte und heterogene Gebiete wie Europa. Die Europäische Union hat eine Liste erstellt, die Arten enthält, die als invasiv gelten und deren Anbau in ganz Europa nicht erlaubt ist. Solche Initiativen sind notwendig, da das Monitoring eine wichtige Voraussetzung für geeignetes Management und Bekämpfungsmaßnahmen ist und folglich die Grundlage für ein passendes gesetzliches Rahmenwerk darstellt. Allerdings sorgen solche Listen oft für Bedenken und sind ständigen Diskussionen ausgesetzt (Kapitel 3.2). Dabei zeigt sich der klassische Konflikt im Bereich der Landschaftspflege zwischen Naturschutz und Forstwirtschaft (Kapitel 3.3). Dies kann teilweise auf die unterschiedlichen Auslegungen der

Forschungsergebnisse und auf von unterschiedlichen Institutionen durchgeführte Studien zurückgeführt werden, die manchmal von verschiedenen Interessengruppen finanziert werden. Obwohl solche Faktoren einen unvermeidbaren Teil der oben genannten Diskussionen ausmachen, verhindern sie häufig konstruktive Entwicklungen. Heterogene Geografie, Geschichte und Kultur ebenso wie vielfältige politische und gesellschaftliche Landschaften sorgen für noch mehr Komplexität. Eine transparente Kommunikation zwischen den unterschiedlichen Interessengruppen ist daher die Voraussetzung für eine erfolgreiche Umsetzung verbindlicher Regeln.

Wichtig sind Einblicke in die praktischen Erfahrungen im Management eingeführter und invasiver Baumarten, da sie aufzeigen können, welche Maßnahmen erfolgreich waren und welche ihr Ziel verfehlt haben. Die daraus gezogenen Lehren sollten veröffentlicht werden, da sie als Grundlage für zukünftige Entscheidungen dienen können (solche Einblicke werden in den Kapiteln 3.4–3.8 vorgestellt). Die übliche Strategie ist die Beseitigung invasiver Arten. Sie dient dabei häufig dem Schutz von besonders schützenswerten Habitaten. Entsprechend versucht man gewöhnlicherweise beim Management von Nationalparks, eingeführte Arten aus diesen Gebieten zu entfernen. Dabei wird an manchen Orten sogar die Nutzung von Glyphosat erlaubt, mit der Begründung heimische Artenzusammensetzungen zu schützen. In den Kapiteln 3.4 und 3.5 werden Beispiele eingeführter und invasiver Arten in Nationalparks vorgestellt; in ersterem werden mehrere Optionen angewandter Methoden in einem italienischen Nationalpark beschrieben, wo invasive Baumarten negative Auswirkungen auf Schutzgebiete haben; im Folgekapitel geht es um den momentanen Status eingeführter Baumarten in polnischen Nationalparks, wo aufgrund eines bisher geringen, aber durchaus steigenden Anteils eingeführter Arten nur vereinzelt Beseitigungsmaßnahmen durchgeführt wurden.

Geeignete waldbauliche Strategien sind Schlüsselkomponenten für erfolgreiches Waldmanagement. Sie müssen gegebenenfalls angepasst werden, um dem Managementzweck in Wäldern zu dienen, in denen invasive Baumarten vorkommen. Die unterschiedlichen Management Optionen, die in Wäldern Norditaliens angewendet wurden, in denen eingeführte und invasive Baumarten vorkommen, können hier als relevantes Beispiel dienen (Kapitel 3.6), da Italien eines der von invasiven Arten am stärksten betroffenen Länder ist.

Das Vorkommen eingeführter Baum- und Straucharten im Verhältnis zur Fläche angebauter und als Niederwald genutzter Wälder ist das Thema in Kapitel 3.7; es handelt sich hierbei um ein spezifisches Thema für viele Regionen Italiens, wo in der Vergangenheit große Waldflächen auf unterschiedliche Weise als Niederwald bewirtschaftet werden, die sich im Laufe der Zeit zu Gebieten mit hohem Erhaltungswert entwickelt haben; einige dieser Flächen wurden als Natura-2000-Gebiete ausgewiesen. Die Strauchschicht in Wäldern kann die Naturverjüngung stark beeinflussen. Daher muss die durch die Strauchschicht verursachte Konkurrenz im Rahmen des praktischen Managements berücksichtigt werden. Ein solches Beispiel wird anhand des asiatischen Knöterichs erläutert (Kapitel 3.8). Es gibt weitere eingeführte Straucharten, wie den Schmetterlingsflieder (*Buddleja davidii* L), der sich oft außerhalb von Gärten in Wäldern verbreitet, wo er ebenfalls die Naturverjüngung behindert und somit die Dynamik in Waldbeständen beeinträchtigt.

Ökonomische Argumente waren entscheidend bei der Einführung von Arten für die Holzproduktion. Obwohl eingeführte Arten mit invasivem Charakter in wirtschaftlicher Hinsicht eine Herausforderung darstellen, da sie nicht nur Einnahmen, sondern auch Kosten verursachen, ergeben sich auch Chancen (Kapitel 4.1). Unterschiedliche

Rahmenbedingungen (sozialer und ökologischer Art) sollten bei der Bewertung der wirtschaftlichen Aspekte berücksichtigt werden, vor allem wenn Ökosystemdienstleistungen in ländlichen Volkswirtschaften berücksichtigt werden, in denen Menschen direkt von solchen Arten abhängig sind.

Es gibt zahlreiche Modelle, die sich mit der zukünftigen Verteilung von Baumarten im Zuge eines sich ändernden Klimas beschäftigen; auch wenn die Unsicherheit noch groß ist, gibt es klare Trends bei der Vorhersage von Gebietsverschiebungen heimischer Arten in europäischen Wäldern. Das hat dazu beigetragen, dass die Nutzung eingeführter Baumarten zu einem wirtschaftlichen Ausgleich geführt hat, da einige der heimischen Arten sowie kommerziell bedeutende Arten den Klimaveränderungen nicht gewachsen sein werden. Solche Verschiebungen haben sich auch auf die Artenkonkurrenz (Kapitel 4.2) ausgewirkt; Fragen wie „Was passiert bei trockeneren Bedingungen und höheren Temperaturen“ oder „Wie plastisch können bestimmte Arten reagieren?“ und „Wo ist der Wendepunkt, bevor eine Art lokal ausstirbt?“ bedürfen präziser Antworten, damit Wälder robust und resilient bleiben. Auch wenn diese Fragen von großem Interesse sind, müssen Experimente, die verlässliche Daten bieten, um antworten auf solche Fragen zu liefern, langfristig und weiträumig angelegt werden. Zukünftig rechnet man mit einem grundsätzlich heißeren und trockeneren Klima (Kapitel 4.3), worunter wichtige Ökosystemleistungen einiger eingeführter und heimischer Baumarten leiden werden. Dies wird gemeinsame Anstrengungen zahlreicher Interessengruppen erfordern, ebenso wie interdisziplinäre Forschung, die sich unterschiedlichen Ursachen und Auswirkungen widmet. Dabei sollten auch Schädlinge und Krankheiten berücksichtigt werden, da Pathogene eingeführter Baumarten sowie die Potenziale und Möglichkeiten für natürliche Regulatoren eine weitere Herausforderung darstellen (Kapitel 4.4).

In den letzten Jahrhunderten wurden große Waldgebiete abgeholzt, was für erhebliche Veränderungen in Europa gesorgt hat. Studien haben belegt, dass Luftverschmutzung, erhöhte CO_2-Konzentration und saurer Regen in den letzten 50 Jahren schwere Folgen in Wäldern verursachten. Obwohl sich Wälder von diesen schweren Folgen größtenteils erholt haben, geht man davon aus, dass sich eine Intensivierung der Landbewirtschaftung sowie der Landnutzungsänderungen und Veränderungen des Klimas negativ auf die Artenvielfalt in Wäldern ausgewirkt haben. Daher wurde der Rückgang der Artenvielfalt häufig (nicht nur) im Kontext eingeführter Baumarten (Kapitel 4.6) diskutiert, weil Waldökosysteme dadurch erheblich verändert werden können. Ebenfalls berücksichtigt werden sollte das Konkurrenzpotenzial vieler eingeführter Arten, aber auch Interaktionen zwischen Arthropodengemeinschaften und den eingeführten Baumarten, da Insekten einen wichtigen Teil der Artenvielfalt in unseren Wäldern ausmachen (Kapitel 4.5).

Natürliche Störungen sind ein weiterer entscheidender und treibender Faktor, da deren Art, Häufigkeit, Intensität und Ausmaß unsere Landschaft geprägt hat. Zukünftig wird mit einer Zunahme an Extremereignissen, aber auch weiteren Änderungen in der Bodenbewirtschaftung gerechnet, die sich auf Störungsregime auswirken. Daraus können sich günstige Bedingungen für die Invasion und Ausbreitung von Arten ergeben. Beispiele hierfür sind extreme Sturmereignisse oder Waldbrände (letzteres in Kapitel 4.7).

Einige eingeführte Baumarten in Europa stehen seit einiger Zeit im Zentrum von Diskussionen und Forschungsvorhaben. Daher umfasst diese Publikation auch länder- und artenspezifische Betrachtungen (5.1, 5.4–5.9). Detailliertere Fallstudien auf regionaler Ebene werden in den Kapiteln 5.2, 5.3 und 5.10 vorgestellt. Ersteres befasst sich mit dem Management der Douglasie im Freiburger Stadtwald, dessen Zweck die Produktion

hochwertigen Holzes ebenso wie die Naherholung ist. Kapitel 5.3 bewertet die Naturverjüngung der Douglasie, und Kapitel 5.10 dient als Beispiel für ein Schutzgebiet, in dem eingeführte, invasive Arten vorkommen und umfassende Anstrengungen zur Beseitigung solcher Arten unter Berücksichtigung der Schutzfunktion wertvoller Auenhabitate unternommen wurden.

Schlussfolgerung

Die vorliegende Publikation zeigt, dass die Diskussion um eingeführte Arten sich keinesfalls schwarz und weiß darstellt, sondern viele Grauzonen aufweist. Eine der Hauptaussagen in Kapitel 2.4 lautet: „Ein Forstschädling ist nicht immer ein Forstschädling". Sie zeigt deutlich, dass nicht immer eindeutig festgelegt werden kann, ob eine bestimmte Art „problematisch" oder „unproblematisch" sein wird. Die Kapitel und insbesondere die Fallstudien zeigen, dass es häufig von den Managementzielen und vor allem von besonderen Umständen abhängt, ob eine Art als problematisch angesehen wird oder nicht. Unstrittig bleibt jedoch, dass eingeführte Baumarten unter bestimmten Umständen der Umwelt schaden können. Um Ressourcen für zukünftige Generationen zu erhalten, sind Maßnahmen zum Management invasiver, eingeführter Arten notwendig.

Andererseits haben bestimmte eingeführte Arten (z. B. Robinie und Douglasie) durch deren Einführung und Anbau nicht nur einen entscheidenden ökonomischen Beitrag zur Waldwirtschaft geleistet, sondern sind auch Teil der europäischen Landschaft und Natur geworden; einige eingeführte Arten sind Teil kulturellen und geschichtlichen Erbes geworden. Das bedeutet, dass Trends in der Gesellschaft und politische Strömungen sich in der Wahrnehmung der Landschaft widerspiegeln. Die Weltbevölkerung wächst kontinuierlich und bringt in hoher Geschwindigkeit Veränderungen in der demografischen Struktur und somit auch in der Landnutzung mit sich. Die Gesellschaft entkoppelt sich zusehends von Prozessen der Landnutzung, was drastische Auswirkungen auf die Landbewirtschaftung und auf die Bewertung natürlicher Prozesse bei den unterschiedlichen Interessengruppen hat. Daher ist es nicht leicht, Begriffe zu definieren und Kriterien zu bestimmen, denen alle Beteiligten zustimmen können, da die Diskussion stark emotional beeinflusst ist.

Zahlreiche Studien und Erfahrungen belegen, dass eingeführte Arten sich invasiv entwickeln können und die Artenvielfalt, menschliche Gesundheit, Holzproduktion etc. ernsthaft bedrohen können. Die Notwendigkeit zu (re)agieren und Maßnahmen zu ergreifen ist gegeben, wenn eine Ökosystemdienstleistung von einer eingeführten oder invasiven Art in irgendeiner Weise negativ betroffen oder gefährdet ist. Aus Erfahrungen, die in Europa, aber auch anderen Teilen der Welt, gemacht wurden, können wir lernen, wie eingeführte Arten der lokalen Biodiversität schaden können, Feuerregime verändern oder Wasserkreisläufe beeinflussen können. Die Schutzfunktion von Ökosystemen kann beeinträchtigt werden, und die Kosten für die Bekämpfung invasiver Arten können aufgrund des schnellen Wachstums invasiver Arten enorm steigen. Es entstehen ungewohnte Situationen, in denen invasive Baumarten dominieren. Daher bedarf es Zeit, um Erfahrung und Erkenntnisse für eine angemessene Reaktion auf solche Situationen zu sammeln. Andererseits kann eine angemessene Nutzung eingeführter Arten unter den richtigen Bedingungen erheblich zur Steigerung von Wirtschafts-, Sozial- und Umweltleistungen beitragen.

Da der Mensch natürliche Ressourcen nutzt und selbst Teil der Natur ist, sollten einige Veränderungen als akzeptabel angesehen werden – zumindest bis zu einem gewissen Grad. Dabei müssen wir weiterhin in angemessenem Rahmen für unser Überleben sorgen – einer der treibenden Faktoren für menschenbedingte Veränderungen natürlicher Ökosysteme. Das zentrale Thema dieser Publikation sind Arten, die ihre Umwelt dominieren, dabei sind wir Menschen die „invasivste" Art, da wir unsere Umwelt in unglaublich kurzer Zeit sehr stark verändert haben, in manchen Fällen auf unumkehrbare Weise. Eine der großen Herausforderungen unserer Zeit ist daher der Umgang mit den Auswirkungen von Handel und Reisen. Und Aussagen wie „*Brauchen wir eine neue Natur?*" (Josef H. Reichholf, Deutscher Umweltschützer und Wissenschaftler in „*Die neuen Wilden: Wie es mit fremden Tieren und Pflanzen gelingt, die Natur zu retten*" von Fred Pearce) zielen darauf ab, unser Bewusstsein für die damit verbundenen Prozesse zu steigern und die Diskussion anzuregen. Einige Beispiele eingeführter Baumarten zeigen, dass Ökosysteme tiefgreifend verändert werden können, häufig mit der Folge, dass regional ganze Populationen verschwinden können. Veränderungen sind grundsätzlich ein Teil natürlicher Prozesse – aber bis zu welchem Grad können wir eine Veränderung dieser Prozesse durch den Menschen erlauben? Natürliche und menschlich verursachte Störungen werden auch zukünftig vorkommen, und der Handel wird nicht eingeschränkt, sondern eher intensiviert werden; beides sollte akzeptiert werden. Im Fall natürlicher Störungen, die ein Waldökosystem beeinträchtigen, werden die Stimmen lauter, die fordern, bestimmte natürliche Entwicklungen zu erlauben, da viele Prozesse und Arten bis zu einem gewissen Grad voneinander abhängig sind.

Der Druck natürliche Ressourcen zu nutzen hat zugenommen; auch deshalb werden eingeführte Baumarten als Option für die Zukunft in Betracht gezogen, wenn Risikobewertungen positiv sind und alle notwendigen Bedingungen für den Anbau einer eingeführten Baumart erfüllt sind – eine bereits relativ große Hürde. Einige eingeführte Baumarten mit invasivem Charakter haben das Potenzial, Ökosysteme derart zu verändern, dass eine multifunktionale Waldwirtschaft sehr stark eingeschränkt werden kann. Dies sollte berücksichtigt werden, wenn man eine nichtheimische Art nutzen möchte. Schutzfunktionen wie Hochwasserschutz oder Schutz vor wie Feuer und Lawinen, aber auch die Produktion von Nutzholz und die Bereitstellung von Erholungsmöglichkeiten sollten die Hauptziele einer naturnahen, integrativen Waldbewirtschaftung bleiben.

Hauptaussagen

- Die Politik sollte auf unterschiedlichen Ebenen Rahmenbedingungen schaffen, die eine differenzierte Betrachtung unterschiedlicher Szenarien, Umgebungen und Ziele ermöglichen. Obwohl sich die Europäische Union damit beschäftigt hat und entsprechende Gesetze verabschiedet und Schwarze Listen herausgegeben hat, sollten lokale klimatische und ökologische Gegebenheiten berücksichtigt werden.
- Es ist wichtig, die Naturgeschichte vor dem Auftreten des Menschen sowie die Folgen menschlichen Handelns zu verstehen; die Migration von Arten ist ein natürlicher Prozess und eine Voraussetzung für die Anpassungsfähigkeit natürlicher Ökosysteme. Das Beispiel der Migration der Weißtanne zeigt, wie anpassungsfähig eine Art sein kann, und dass weitere Faktoren wie das Vorkommen oder Fehlen von Rotwild oder Wölfen die Ökosystemfunktionen erheblich beeinflussen können. Es entsteht ein entsprechend unvollständiges Bild, wenn Veränderungen einzelnen Faktoren zugeordnet werden.

- Entscheidend ist auch die Kommunikation zwischen den Generationen, weshalb es notwendig ist, unseren Kindern den Wert unserer Wälder klarzumachen. Unterschiedliche Aspekte der Umweltbildung müssen in Lehrpläne eingebunden werden, da bereits im Unterricht unterer Klassen Themen wie die Einführung und Invasion von Arten sowie Entwicklung und Beeinflussung unserer Umwelt durch solche Arten Bestandteil sein sollten. Als Teil des In-Tree-Projekts (aus dem dieses Buch hervorgeht) wurden Workshops zum Thema eingeführte Baumarten für Kinder unterschiedlicher Altersklassen (10–17) durchgeführt (siehe Exkurs 27).

Exkurs 27:

„Eingeführte Arten können in Ökosystemen ernstzunehmende Schwierigkeiten verursachen. Eine verstärkte Bewusstseinsbildung zu diesem Thema bereits in Schulen kann als wichtiger Beitrag zum Umgang mit dieser Problematik dienen. Ökologie ist Teil des deutschen Schulcurriculums und eingeführte Arten sind folglich ein relevantes Thema, dass im schulischen Bereich Gelegenheit zur kritischen Diskussion und Schülern die Möglichkeit gibt, sich eine Meinung zu bilden. Die Verknüpfung wissenschaftlicher mit affektiven künstlerischen Sichtweisen eignet sich besonders gut als Lehrmittel um die mit eingeführten Arten verbundenen Herausforderungen zu visualisieren. An unserer Schule erstellten Schüler nach einer kurzen Präsentation sehr unterschiedliche künstlerische Produkte. Wie zu erwarten, wurde ein höchst kreativer Prozess bei Schülern verschiedenen Alters zum Thema eingeführte Arten ausgelöst."

Annette Schuck, Stellvertretende Schulleiterin des Montessori Zentrum ANGELL, Freiburg.

- Der Klimawandel beeinflusst natürliche Veränderungen in Ökosystemen, aber auch die Häufigkeit und Intensität von Störungen, die zwar häufig ein unberechenbarer, aber wesentlicher Faktor sein können, der mit anderen Faktoren in Wechselwirkung steht. Eine Möglichkeit, mit der Situation umzugehen, wäre das Akzeptieren der Veränderung, da Invasionen bestimmter Arten nur schwer zu verhindern und Vorhersagen meist unsicher sind. Doch da liegt auch das Problem: Menschen suchen Gewissheit und Sicherheit, vor allem, was Nahrung, Lebensbedingungen und Kultur betrifft. Da es aber zu viele offene Fragen gibt, erscheint es in den meisten Fällen zu riskant, die Situation sich selbst zu überlassen.
- Eine Vielzahl von Branchen (z. B. Forstwirtschaft, Landwirtschaft, Gartenbau und Landschaftspflege) ebenso wie die breitere Gesellschaft, Landbesitzer und Entscheidungsträger sind von der Einführung von Baumarten betroffen, aber auch von Arteninvasionen. Daher bedarf es angepasster Managementansätze, die auf lokale Bedingungen zugeschnitten sind.
- Internationale Zusammenarbeit und gemeinsame Projekte, die zu angemessenen Risikobewertungen führen, sind ein Schritt in die richtige Richtung, tragen sie doch zur Identifizierung potenzieller Bedrohungen bzw. zur Analyse der Folgen bereits existierender eingeführter und invasiver Arten bei.
- Schließlich sollten auch staatliche Stellen die branchenübergreifende Kommunikation zulassen und fördern. Denn Maßnahmen zeigen stets die größte Wirkung, wenn sie von möglichst vielen Interessengruppen (Landschaftsplaner, Infrastrukturplaner, Gärtner usw.) umgesetzt werden. In der Umgebung menschlicher Siedlungen gibt es viele Beispiele nichtheimischer (absichtlich zur Zierde eingeführter) Arten, die sich außerhalb von Parks und Gärten ausgebreitet haben und in den umliegenden Wäldern

sowie für die entsprechenden Waldfunktionen zu einem Problem geworden sind. Dies ist eine neue Situation für Waldbesitzer und Manager und kann die Kosten der Waldbewirtschaftung dramatisch erhöhen.

Um auf die von Josef Reichholf gestellte Frage „Brauchen wir eine neue Natur?“ zurückzukommen und letztlich eine Antwort geben zu können, bedarf es eines Verständnisses grundsätzlicher ökologischer Prinzipien. Das sollte die Grundlage sein, um eine nachhaltige Nutzung unserer Ressourcen zu garantieren und Sicherheit für zukünftige Generationen zu schaffen. Dazu bedarf es eines bestmöglichen Verständnisses der in unserer Umwelt stattfindenden Prozesse und geeigneter und innovativer Lösungen hinsichtlich der Herausforderung einer nachhaltigen Ressourcennutzung. Wir müssen außerdem die Anpassungsfähigkeit unserer natürlichen und bewirtschafteten Ökosysteme gewährleisten, dazu braucht es die Artenvielfalt, die es zu erhalten gilt, und Gefahren für deren Fortbestand zu minimieren.

Glossar

Dieses Glossar wurde mit Unterstützung der mitwirkenden Autoren erstellt, um die Kohärenz mit ihren jeweiligen Arbeitsdefinitionen zu gewährleisten. Aus diesem Grund unterscheiden sich die nachstehenden Definitionen möglicherweise von denen anderer Quellen.

Abiotisch: Nicht von Lebewesen herrührend.

Alpha-Diversität: Bestimmte Anzahl der in einem Habitat vorkommenden Arten.

Achäne: Nussähnliche, einsamige Schliessfrüchte, deren Samen bei der Reife von der ganzen Fruchtwand umschlossen bleiben.

Acidophil: In relativ saurem Boden gedeihend.

Allelopathisch/Allelopathie: Chemisch hemmende Wirkung einer Art auf eine andere, wobei die hemmende chemische Verbindung in der Umwelt freigesetzt wird und dort die Entwicklung und das Wachstum der benachbarten Individuen beeinflusst.

Archäophyt: Art, die Amerika vor 1492 erreicht hat, bzw. ausserhalb der „Neuen Welt" durch direkten oder indirekten menschlichen Einfluss ausgebreitet hat.

Axilläre Rispen: Blütenstand am Ende eines Stängels, bei dem die Blüten unregelmäßig verzweigt sind.

Grundfläche: Querschnittsfläche eines Baumstamms, gemessen in Brusthöhe (1,30 m).

Beta-Diversität: Dimensionslose, komparative Anzahl der in unterschiedlichen Vegetationseinheiten oder zwischen Habitaten vorkommenden Arten.

Biozönose: Eine Gemeinschaft verschiedener Organismen in einem abgrenzbaren Lebensraum, die untereinander in zahlreichen Wechselbeziehungen stehen.

Biotisch: Lebewesen betreffend.

Dehiszenz: Spontanes Öffnen einer Frucht im Reifezustand zur Freisetzung des Inhalts.

Detritivor: Organismus, der sich von organischen Abfällen ernährt.

Edaphisch: Bezeichnet die physikalischen und chemischen Eigenschaften des Bodens, welche die Vegetation beeinflussen.

Epikormisches Wachstum: Ausschlag einer Knospe, die unter der Rinde eines Baumstamms oder Astes sitzt.

Epinastie: Verstärktes Wachstum an der oberen Fläche eines Pflanzenteils (z.B. Blatt). Dies führt zu einer nach unten gerichteten Krümmung an dem Pflanzenteil; d.h. das Blatt verfällt von einer horizontalen in eine eher vertikale Position.

Gamma-Diversität: Bestimmte Anzahl der in einem begrenzten Raum vorkommenden Arten.

Gilde: Gruppe verwandter Arten, die zur gleichen trophischen Stufe zählen und dieselben Ressourcen nutzen.

Heliophyt: Eine an starkes Sonnenlicht angepasste Pflanze.

Mesisch: Habitattyp mit moderater oder ausgewogener Feuchtigkeitsversorgung.

Mulchen: Schicht organischer Rückstände, die auf der Oberfläche von bewirtschaftetem Boden verteilt wird.

Mykoherbizid: Herbizid auf Basis eines Pilzes, der toxische Verbindungen produziert. Diese führen bei Zielpflanzen zur Auflösung der Zellwände.

Neophyt: Art, die in einem bestimmten geografischen Gebiet nicht heimisch ist und dort nach 1492 eingeführt wurde (Ankunft von Christoph Kolumbus in der Neuen Welt).

Diasporendruck: Gesamte Kapazität für Samen, Früchte, Sporen und weitere vegetative Einheiten, die der Ausbreitung von Pflanzen oder Pilzen dienen.

Ramet: Vegetative Vermehrungseinheit, die durch Fragmentation der Mutterpflanze entstanden ist und die Fähigkeit zu einer unabhängigen Existenz besitzt.

Aue: Natürliche Vegetation entlang von Wasserläufen.

Rhizom: Unterirdischer, horizontal wachsender Stamm mit seitlichen Sprossachsen und Adventivwurzeln.

Saprophytisch: Von toter oder sich zersetzender Substanz lebender Organismus.

Saproxylisch/Xylobiont: Organismen (gewöhnlich Insekten), die während eines bestimmten Teils ihres Lebenszyklus von totem oder absterbendem Holz abhängig sind.

Thermophil: Wärmeliebende Arten.

Xerisch: Arten, die in einer trockenen Umgebung oder in einer Umgebung mit geringer Feuchtigkeit wachsen.

In-Tree **project partners:**

Universität Potsdam

CzechGlobe
Global Change Research Institute CAS

Faculty of Forestry and Wood Technology

ÖSTERREICHISCHE BUNDESFORSTE

Corpo Forestale dello Stato
Centro Nazionale per lo Studio e la Conservazione della Biodiversità Forestale "Bosco Fontana"
- Verona -

Bosgroep Zuid Nederland

coillte

DISAFA
Università degli studi di Torino

Faith Wilson
ECOLOGICAL CONSULTANT

TESAF Dipartimento Territorio e Sistemi Agro-Forestali Università di Padova

UNI FREIBURG

UNIVERSITAS BERGENSIS

CONICET

C·I·B
DST-NRF Centre of Excellence for Invasion Biology

irstea

UNIVERSIDAD NACIONAL DEL COMAHUE 1972

European Environment Agency

E F I

KU LEUVEN

Dipartimento di Biologia Ambientale
SAPIENZA Università di Roma

ortenau kreis

Purser Tarleton Russell

berlin

Belgian Biodiversity Platform — Give wings to your research

WSL Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research WSL

JKI Julius Kühn-Institut
Federal Research Centre for Cultivated Plants

ForNaLab

CRACOVIAE FACULTAS SILVARUM CULTRIX

Dezernat für Umwelt, Jugend, Schule und Bildung
Forstamt | Freiburg im Breisgau

GEORG-AUGUST-UNIVERSITÄT GÖTTINGEN

uniss
UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI SASSARI

FVA Forest Research Institute Baden-Württemberg

BÜRO FÜR UMWELTETHIK

PEFC
PEFC/18-01-01
Promoting Sustainable Forest Management
www.pefc.org

UNIVERSITÄT BERN

TUM

INSTITUTE OF BOTANY CAS

BfN Federal Agency for Nature Conservation

National Research Council of Italy

Centro Ecologia Aplicada

THÜNEN

UCD DUBLIN

UNIVERSITEIT GENT

MINISTERIO DE ECONOMÍA Y COMPETITIVIDAD

INIA Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria

WAGENINGEN UNIVERSITY & RESEARCH

In Focus – Managing Forests in Europe

Im Kontext der Waldbewirtschaftung und Landschaftspflege ist die Nutzung eingeführter Baumarten ein bedeutendes und kontroverses Thema. Einerseits bedeuten eingeführte Arten eine Chance für die Holzproduktion und können Alternativen sein für eine sich unter dem Einfluss des Klimawandels verändernde Artenzusammensetzung in Wäldern. Andererseits können eingeführte Arten auch eine Ursache für den Verlust an Artenvielfalt sein und/oder natürliche Ökosysteme stören.

Die Publikation *Eingeführte Baumarten in europäischen Wäldern: Chancen und Herausforderungen* ist eine Zusammenstellung wissenschaftlicher Erkenntnisse und praktischer Erfahrungen zum Thema eingeführte Baumarten in europäischen Wäldern und umfasst Beiträge von 89 Autoren aus 18 Ländern.

Der historische Kontext von Arteneinführungen spielt eine Schlüsselrolle für das Verständnis der aktuellen wie auch möglichen zukünftigen Verteilung von Baumarten. Es werden Wechselwirkungen zwischen eingeführten Baumarten und deren neuer Umgebung diskutiert, ebenso wie Prozesse, die dazu führen können, dass sich eine Art in ihrem Einführungsgebiet invasiv entwickelt. Mithilfe geeigneter Risikobewertungen kann das Risiko einer solchen invasiven Entwicklung analysiert werden. Diese Bewertungen helfen uns dabei, das zukünftige Verhalten einer Art besser einzuschätzen, ebenso wie potenzielle Beiträge entsprechender Arten zu Ökosystemleistungen der Wälder, in denen sie vorkommen. Beziehungen zwischen eingeführten Baumarten und zentralen Faktoren wie Wirtschaft, Klimawandel, Schädlinge und Krankheiten sowie Auswirkungen auf die Artenvielfalt werden ebenfalls behandelt. Ziel ist es, die Komplexität der Themen, die bei der Einführung von Baumarten eine Rolle spielen, aufzuzeigen. Weiter werden Fallstudien ausgewählter eingeführter Baumarten in Europa vorgestellt. Damit soll die Notwendigkeit des Managements von Ökosystemen zum Erreichen bestimmter Ziele dargelegt werden. Die Fallstudien decken arten- und standortspezifische Erkenntnisse ab, da der Austausch über die Anwendung angemessener Managementmaßnahmen von besonderem Interesse ist.