

2.11 Invasive Pflanzenarten in Deutschland

DETLEV METZING

Zusammenfassung: Invasive Pflanzenarten in Deutschland - Der anthropogene Florenwandel ist ein bereits lange andauernder Prozess. Ein besonderes Problem stellt die Einführung und Ausbreitung invasiver gebietsfremder Pflanzenarten dar, die die biologische Vielfalt bedrohen sowie gesundheitliche und ökonomische Probleme verursachen können. Zahlreiche wissenschaftliche Studien untersuchten die Invasionsprozesse und die Gründe für den Erfolg der invasiven Pflanzen. Obwohl keine allgemein gültige Regel gefunden werden konnte, erlaubt das gewonnene Wissen über die biologischen Merkmale und weitere Faktoren wie dem Klimawandel jedoch die Bestimmung invasiver und potenziell invasiver Arten. Es besteht ein gesellschaftlicher Konsens, dass der Bedrohung der biologischen Vielfalt durch invasive Arten entgegengewirkt werden sollte. Verschiedene internationale und nationale gesetzliche Regelungen und Abkommen wurden beschlossen mit dem Ziel, den nachteiligen Auswirkungen invasiver gebietsfremder Arten vorzubeugen oder diese zu reduzieren.

Summary: Invasive plant species in Germany - The anthropogenic floristic change is an already long lasting and ongoing process. A particular problem is the introduction and spread of invasive alien plant species, which can threaten biological diversity as well as human health and economy. Numerous scientific studies investigated invasion processes and the causes for the success of plant invaders. Although no general rule could be found, the knowledge obtained about their biological traits and other factors like climate change allows the determination of these species, which are already invasive or are likely to become invasive in the future. There is a social consensus, that the threat of biological diversity by invasive species should be counteracted. Several international and national legal provisions and conventions have been decided with the aim, to prevent or minimise adverse impacts of invasive alien species.

Neben der anthropogenen Veränderung, Fragmentierung und Zerstörung der natürlichen Lebensräume, der Übernutzung und der Umweltverschmutzung werden der Klimawandel und die Ausbreitung gebietsfremder Arten heute als die bedeutendsten Bedrohungsfaktoren für die natürliche Biodiversität gesehen (HANNAH et al. 2005, MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT 2005, THOMAS et al. 2004, VITOUSEK et al 1996). Die Ausbreitung invasiver Arten wird gar als eines der größten Umweltprobleme des 21. Jahrhunderts bezeichnet (HOU et al. 2014). Entsprechend ist die Rolle gebietsfremder bzw. invasiver Arten und ihr Einfluss auf Pflanzen, Tiere und Menschen in jüngerer Zeit auch vermehrt Diskussionsgegenstand in Forschung, Naturschutz und Politik geworden (Übersichten in HUBO et al. 2007, KLINGENSTEIN et al. 2005, KOWARIK 2010).

Pflanzenwelt im Wandel

»Nichts ist so beständig wie der Wandel« – dieses Heraklit von Ephesus zugesprochene Zitat gilt in besonderer Weise auch für die Flora, die Gesamtheit der Pflanzenarten eines Gebietes. Sie befindet sich in einem ständigen Wandel – sich verändernde Standortbedingungen sowie die evolutive Veränderung der Pflanzen führen zur Verlagerung von Arealgrenzen sowie zu Aussterbeereignissen, damit zur Einwanderung und zum Verschwinden von Pflanzenarten in einem Gebiet. Natürlicherweise verlaufen die Prozesse der daraus resultierenden Einwanderungen bzw. dem Verschwinden einzelner Pflanzenarten recht langsam ab,

sieht man von Naturkatastrophen ab, die auch in relativ kurzer Zeit, zumindest temporär, die Standorte und damit auch die Zusammensetzung der Flora lokal, regional oder sogar global beeinflussen können.

Durch sein vielfältiges Wirken hat der Mensch die ihn umgebenden Lebensräume verändert und unseren Planeten mehr und mehr vom »natürlichen« in einen »bewirtschafteten« Zustand gebracht (NISBET 1994). Spätestens mit der Ausbreitung des Ackerbaus hat der Mensch zur großräumigen Verlagerung von Verbreitungsgrenzen vieler Pflanzen beigetragen. Mit den zunehmenden Handels- und Verkehrsbeziehungen wurden mehr und mehr Pflanzenarten absichtlich eingeführt oder unabsichtlich in Gebiete verschleppt, die sie auf natürliche Weise nicht erreichen konnten oder bis dahin nicht erreicht hatten. Durch Siedlungen, Verkehrswege und landwirtschaftliche Nutzungen entstanden neue Lebensräume, in denen heimische Arten verdrängt wurden und sich gebietsfremde Pflanzen etablieren konnten (siehe Abb. 2.11-1). Entsprechend unterscheidet man die einheimischen Arten, die sich natürlicherweise in einem Gebiet (in Deutschland nach der letzten Eiszeit) etabliert haben oder dort durch Speziationsprozesse entstanden sind, von den gebietsfremden oder nichteinheimischen Arten, die erst durch direkte oder indirekte Mitwirkung des Menschen eingebracht wurden (KOWARIK 2010). Durch die Habitatveränderungen und die Verschleppung von Pflanzen ist der Mensch zum bedeutendsten Faktor des Florenwandels geworden.

Einheimische und Gebietsfremde – zur Terminologie

In Deutschland hat die wissenschaftliche Beschäftigung mit gebietsfremden Pflanzen eine lange Tradition, die als Adventivfloristik einen eigenen Wissenschaftszweig bildet. Sie schuf eine komplexe Terminologie, in der gebietsfremde Arten je nach Einwanderungszeit, Einführungsweise und Einbürgerungsgrad klassifiziert werden können (Übersicht in KOWARIK 2010). Für die folgende Diskussion sind vor allem Zeitpunkt und Einbürgerungsgrad als Gliederungskriterium von Bedeutung.

Nach der Einwanderungszeit trennt man die Nicht-einheimischen in Archäophyten und Neophyten. Auch wenn schon die Wikinger in Amerika waren, wird traditionell die Entdeckung Amerikas durch Kolumbus als einschneidendes Ereignis gesehen, da von diesem Zeitpunkt an der zunehmende Verkehr und Handel auch über Ozeane hinweg zu einem verstärkten Florenaustausch führte. Neophyten sind nach dieser Definition nach 1492 eingeschleppt oder eingeführt worden, Archäophyten vor 1492. Während man bei vielen Neophyten den Zeitpunkt der Einfuhr oder der Etablierung kennt (z.B. LOHMEYER & SUKOPP 1992), gibt es für die Einwanderung vieler Archäophyten keinen direkten Beleg.

Nicht alle Arten, die in ein Gebiet neu eingeführt oder verschleppt werden, können sich dort auch etablieren, d.h. sich dort ohne weitere Unterstützung des Menschen dauerhaft ansiedeln und fortpflanzen. Hier sind vor allem die Arten von Interesse, die sich auch in der natürlichen oder naturnahen Vegetation bzw. in der Kulturlandschaft etablieren können, die sog. Agriophyten (etablierte Neophyten). Nach der 10er-Regel von WILLIAMSON & FITTER (1996) schätzt man, dass sich etwa 10% der eingeführten Pflanzenarten kurzfristig etablieren (die sog. Unbeständigen) und davon wiederum etwa 10% auch dauerhafte Populationen aufbauen und so zu einem beständigen Element der Flora werden können.

Alle Floren der Welt enthalten heute einen mehr oder weniger großen, aber ständig zunehmenden Anteil nichteinheimischer Arten, was zu einer schleichenden Homogenisierung der Floren führt (WINTER et al. 2009). In Deutschland sind etwa 22% der wild vorkommenden, etablierten Gefäßpflanzenarten Agriophyten oder Neophyten (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 2008).

Ob die Anreicherung der Floren durch Neophyten als positiv oder negativ gesehen wird, ist bewertungsabhängig und wird kontrovers diskutiert (GOODENOUGH 2010, KOWARIK 2010). Neophyten können die Flora quantitativ bereichern, indem sie zur Erhöhung der Artenzahl beitragen, und qualitativ, wenn sie die Flora »aufwerten«, indem sie z.B. neue Nahrungsressourcen oder Nischen für die heimische Fauna bieten oder einen ästhetischen Gewinn für den Menschen darstellen. Die negativen Aspekte, die mit der Etablierung und Ausbreitung von Neophyten zusammenhängen, dies ist vor allem die Bedrohung der heimischen Biodiversität, stehen aber im Zentrum naturschutzfachlicher Diskussionen.

Invasive Arten

Es sind die Begriffe »Invasion«, »invasiv«, und »Invasivität«, die in wissenschaftlichen, naturschutzfachlichen und -politischen sowie öffentlichen Diskussionen eine große Rolle spielen, aber in Forschung und Praxis keineswegs einheitlich verwendet werden (HUBO et al. 2007, KOWARIK 2010). Während der Begriff »Invasion« in der wissenschaftlichen Literatur auf anthropogene Ausbreitungsprozesse gebietsfremder Tier- und Pflanzenarten bezogen wird, gibt es für »invasiv« verschiedene Definitionsansätze (COLAUTTI & MACISAAC 2004, KOWARIK 2010). Danach sind Arten invasiv,

- die sich vermehren und ausbreiten, also neue Gebiete besiedeln, wobei Ausmaß und Reichweite der Ausbreitung zunächst irrelevant sind, oder
- deren Auftreten bzw. Ausbreitung Probleme verschiedener Art verursachen (»Problemarten«).

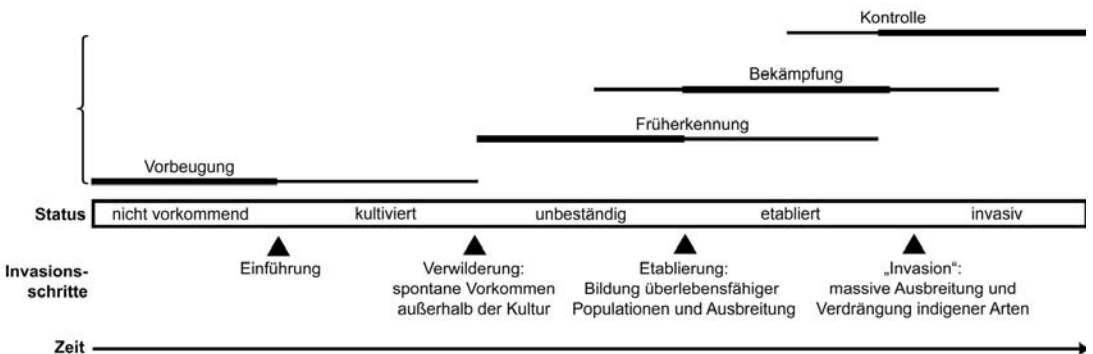


Abb. 2.11-1: Zeitliche Abfolge des Invasionsprozesses und der möglichen Maßnahmen.

Es sind eben diese Problemarten, die wegen ihrer für die Biodiversität und den Menschen relevanten Auswirkungen (s.u.) die fachliche und öffentliche Diskussion dominieren. Das Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG § 7) definiert eine invasive Art als »eine Art, deren Vorkommen außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebiets für die dort natürlich vorkommenden Ökosysteme, Biotope oder Arten ein erhebliches Gefahrenpotenzial darstellt«. In diesem Sinn wird der Begriff invasiv bzw. invasive Art im Folgenden gebraucht.

Was macht eine Art invasiv?

Bevor eine gebietsfremde Pflanzenart sich als invasiv erweist bzw. so eingestuft wird, muss sie in das neue Gebiet eingeführt oder verschleppt worden sein und die Phasen der Ansiedlung, Etablierung und Ausbreitung durchlaufen haben (COLAUTTI & MACISAAC 2004, HEGGER & BÖHMER 2005). Nach der 10er-Regel (WILLIAMSON & FITTER 1996; s.o.) haben etwa 10% der etablierten Neophyten das Potenzial, sich zu einer invasiven Art zu entwickeln. Vereinfacht ausgedrückt, heißt das, dass von 1000 eingeführten Arten eine Art potenziell invasiv ist. Auch wenn andere Studien andere Verhältnisse ermittelten (so KOWARIK 1995 für Gehölze), vermittelt diese Regel eine grobe Einschätzung für die Dimension des von eingeführten Pflanzen ausgehenden Bedrohungspotenzials.

Zahlreiche Studien zeigen, dass es einen Komplex verschiedener Ursachen für den Invasionserfolg von Pflanzenarten gibt, aber keine allgemein gültige Regel (PYŠEK et al. 2012). Im Vergleich von erfolgreichen, invasiven Arten zu nicht-invasiven, verwandten oder indigenen Arten weisen erstere häufig ein stärkeres und schnelleres Wachstum sowie eine höhere Etablierungswahrscheinlichkeit der Keimlinge auf, sie nutzen die Ressourcen (Licht, Nährstoffe, Wasser) effektiver, sie bilden größere Samenmengen und haben effektivere Diasporenverbreitungsmechanismen, sie unterscheiden sich in der Phänologie (z.B. durch frühere oder längere Blühzeiten), sie sind resistenter gegen Herbivorie und Störungen, u.a. (Übersicht in KOWARIK 2010). Der Invasionserfolg ist auch von gebietspezifischen Eigenschaften bzw. den betroffenen Lebensräumen abhängig (PYŠEK et al. 2007).

Das Auftreten eines oder auch mehrerer der genannten Merkmale allein erlaubt also keine absolut sichere Voraussage über den realisierten oder potenziellen Invasionserfolg einer Art. Es besteht im Zuge der Vorsorge jedoch großes Interesse daran, die Ursachen der Invasivität von Arten zu erkennen, um daraus mögliche Gefahren und Handlungsempfehlungen ableiten zu können. Im Rahmen der Biodiversitätskonvention (CBD) haben sich die unterzeichnenden

Staaten verpflichtet, Vorkehrungen gegen die Ausbreitung invasiver Arten zu treffen. Ein Hilfsmittel hierfür sind naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen, mit denen anhand eines Kriteriensystems die möglichen Gefährdungen und Auswirkungen ausgewählter Arten klassifiziert werden können (ESSL et al. 2008, NEHRING et al. 2013a, b).

Eine Invasivitätsbewertung für die in Deutschland wild vorkommenden Gefäßpflanzen (NEHRING et al. 2013b) klassifizierte von insgesamt über 2.400 wild lebenden, gebietsfremden Gefäßpflanzenarten 38 Arten als invasiv und 42 als potenziell invasiv (Tab. 2.11-1). Die invasiven und potenziell invasiven Arten verteilen sich über 38 Pflanzenfamilien. Die meisten Arten davon gehören zu den ohnehin artenreichen Familien Asteraceae, Rosaceae und Fabaceae, so dass sich ein besonderes Invasionspotenzial aufgrund der taxono-

Tab. 2.11-1: Invasive Gefäßpflanzen in Deutschland (nach NEHRING et al. 2013b).

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name
<i>Acer negundo</i>	Eschen-Ahorn
<i>Ailanthus altissima</i>	Götterbaum
<i>Azolla filiculoides</i>	Großer Algenfarn
<i>Crassula helmsii</i>	Nadelkraut
<i>Cynodon dactylon</i>	Gewöhnliches Hundszahngras
<i>Elodea canadensis</i>	Kanadische Wasserpest
<i>Elodea nuttallii</i>	Schmalblättrige Wasserpest
<i>Epilobium ciliatum</i>	Drüsiges Weidenröschen
<i>Fallopia bohemica</i>	Bastard-Staudenknöterich
<i>Fallopia japonica</i>	Japan-Staudenknöterich
<i>Fallopia sachalinensis</i>	Sachalin-Staudenknöterich
<i>Fraxinus pennsylvanica</i>	Pennsylvanische Esche
<i>Galeobdolon argentatum</i>	Silber-Goldnessel
<i>Heracleum mantegazzianum</i>	Riesen-Bärenklau
<i>Hydrocotyle ranunculoides</i>	Großer Wassernabel
<i>Lagarosiphon major</i>	Wechselblatt-Wasserpest
<i>Ludwigia grandiflora</i>	Großblütiges Heusenkraut
<i>Ludwigia x kentiana</i>	Kents Heusenkraut
<i>Lupinus polyphyllus</i>	Vielblättrige Lupine
<i>Lysichiton americanus</i>	Gelbe Scheinkalla
<i>Myriophyllum aquaticum</i>	Brasilianisches Tausendblatt
<i>Myriophyllum heterophyllum</i>	Verschiedenblättriges Tausendblatt
<i>Pedimuns spurius</i>	Kaukasus-Glanzfetthenne
<i>Pinus strobus</i>	Weymouth-Kiefer
<i>Populus canadensis</i>	Bastard-Pappel
<i>Prunus serotina</i>	Späte Traubenkirsche
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	Gewöhnliche Douglasie
<i>Quercus rubra</i>	Rot-Eiche
<i>Rhododendron ponticum</i>	Pontischer Rhododendron
<i>Robinia pseudoacacia</i>	Robinie
<i>Rosa rugosa</i>	Kartoffel-Rose
<i>Sarracenia purpurea*</i>	Braunrote Schlauchpflanze
<i>Solidago canadensis</i>	Kanadische Goldrute
<i>Solidago gigantea</i>	Späte Goldrute
<i>Spartina anglica</i>	Salz-Schlickgras
<i>Symphytotrichum lanceolatum</i>	Lanzett-Herbstaster
<i>Symphytotrichum novi-belgii</i>	Neubelgien-Herbstaster
<i>Syringa vulgaris</i>	Gewöhnlicher Flieder

*siehe Abb. 2.11-2

mischen Zugehörigkeit hier nicht sicher belegen lässt. Ein Schwerpunkt gegenüber den nicht invasiven gebietsfremden Arten zeigt sich beim natürlichen Areal: Fast die Hälfte der invasiven Arten haben ihre Heimat in Nordamerika, etwa ein Sechstel im temperaten Asien, während die nicht invasiven Arten zu jeweils etwa einem Viertel aus Europa und dem temperaten Asien stammen. Die meisten invasiven und potenziell invasiven Arten stammen aus Regionen mit ähnlichen Klimaverhältnissen wie in Mitteleuropa. Etwa 95% der invasiven Arten wurden absichtlich nach Deutschland eingeführt; bei den gebietsfremden, nicht invasiven Arten sind es etwas über 60%. Die bereits invasiven Arten kamen über verschiedene Einschleppungswege nach Deutschland, vor allem über den Gartenbau (fast die Hälfte der Arten), aber auch über botanische Gärten, die Forstwirtschaft und den Tierhandel (inkl. Aquaristik); die Landwirtschaft und Futtermittel spielen danach nur eine untergeordnete Rolle.

Zwischen der Ersteinführung gebietsfremder Arten und ihrer massiven Ausbreitung vergeht ein mehr oder weniger langer Zeitraum. Diese Latenzphase (time-lag) dauert meist viele Jahrzehnte und ist u.a. von der Generationsdauer der Pflanzen, genetischen bottleneck-Effekten und der Anpassungsfähigkeit der entsprechenden Arten abhängig (BOSSDORF et al. 2008, KOWARIK 1995). Für invasive Pflanzenarten in Deutschland beträgt die

mittlere Latenzphase 74 Jahre und ist damit deutlich kürzer als die durchschnittlich 135 Jahre bei den gebietsfremden, nicht invasiven Arten (NEHRING et al. 2013b).

Neben den biologischen Eigenschaften der Arten und den Einschleppungsmodi bilden natürliche und anthropogene Störungen, d.h. Veränderungen der Standorte, einen wesentlichen Faktor, der den Etablierungs- und Invasionserfolg eingeschleppter Arten beeinflusst. Die Etablierung und Ausbreitung gebietsfremder Arten sind somit häufig Reaktionen auf Störungen, die den Zugang zu den Ressourcen (Licht, Wasser, Nährstoffe) verändern und damit neue Nischenpotenziale schaffen. Entsprechend kommen Neophyten überproportional an Standorten mit hohen Hemerobie-Werten, d.h. stärker menschlich beeinflussten Lebensräumen vor (KOWARIK 2010).

Klimawandel und invasive Arten

Als eine der einschneidendsten Auswirkungen menschlichen Handelns auf die Natur gilt der prognostizierte, aber auch bereits schon nachweisbare Klimawandel (HANNAH et al. 2005). Temperatur und Niederschlag sind auf kontinentaler und globaler Maßstabsebene – neben der Ausbreitungshistorie und den natürlichen Ausbreitungsbarrieren – die bedeutendsten limitie-



Abb. 2.11-2: Die als invasiv eingestufte Braunrote Schlauchpflanze (*Sarracenia purpurea*) ist eine karnivore Art, die von Pflanzenliebhabern in Mooren angesalbt (d.h. bewusst angebracht) wurde und dort mit einheimischen Arten wie Sonnentau (*Drosera rotundifolia*) und Glockenheide (*Erica tetralix*) konkurriert.

renden Parameter für die Verbreitung von Pflanzen (PEARSON & DAWSON 2003). Eine immense Fülle von Studien zeigt mögliche und realisierte Effekte auf die Diversität, die Phänologie sowie Aus- und Verbreitungsmuster von Pflanzen (PARMESAN & YOHE 2003, ROOT et al. 2003). Entsprechend lassen sich auch Auswirkungen auf die invasiven und potenziell invasiven Arten erwarten, die sich – abhängig von der jeweiligen Art, ihren ökologischen Ansprüchen und anderen Faktoren (Eutrophierung, veränderte Landnutzung u.a.) – unterschiedlich auswirken können. Gebietsfremde Arten reagieren oft besser auf veränderte Klimabedingungen und gehören eher zu den Gewinnern des Klimawandels (RABITSCH et al. 2013). Der Klimawandel wird sich auf die verschiedenen Phasen der Invasion, von der Einführung über die Etablierung bis zur massiven Ausbreitung sowie auf mögliche Managementmaßnahmen auswirken (HELLMANN et al. 2008). Gefördert werden die invasiven Arten, die aufgrund ihrer klimatischen Nische an höhere Temperaturen und veränderte Niederschlagsbedingungen besser als an die bisherigen Verhältnisse angepasst sind. Für fast zwei Drittel der für Deutschland und Österreich als invasiv bzw. potenziell invasiv eingestuften Arten wird eine Förderung durch den Klimawandel prognostiziert (NEHRING et al. 2013b). Gegenwärtig liegen die Invasions-Hotspots in den eher wärmebegünstigten städtischen Ballungsräumen und großen Flusstälern. Für die Zukunft wird bei steigenden Temperaturen mit einer Abnahme der relativ engen Bindung invasiver Pflanzenarten an die urbanen Bereiche gerechnet und eine verstärkte Ausbreitung der gebietsfremden Arten in die ländlichen Bereiche erwartet (KLEINBAUER et al. 2010).

Negative Auswirkungen der Ausbreitung invasiver Pflanzen

Das Problem- und Gefahrenpotenzial, das aus der Ausbreitung invasiver Arten entsteht, lässt sich in drei Konfliktfelder zusammenfassen: a) Gefährdung der biologischen Vielfalt, b) gesundheitliche Folgen und c) ökonomische Folgen.

Gefährdung der Biologischen Vielfalt

Es sind mehrere Hauptwirkfaktoren, die zur Gefährdung der indigenen Biodiversität durch invasive Arten führen können: interspezifische Konkurrenz, Herbivorie, Prädation, Hybridisierung, Parasitismus, Allelopathie, Krankheits- und Organismenübertragung sowie negative Veränderungen der Lebensgemeinschaften und Ökosysteme (KOWARIK 2010, NEHRING et al. 2013b).

Das Gefährdungspotenzial der in Deutschland invasiven Arten beruht vorwiegend auf ihrer hohen Konkurrenzfähigkeit und der Veränderung der Habitate, die

mit der Ausbildung von Dominanzbeständen zusammenhängt (NEHRING et al. 2013b). Auch wenn es für Deutschland bisher keinen Nachweis für das Aussterben einer indigenen Pflanzenart aufgrund der Ausbreitung invasiver Pflanzen gibt, können invasive Arten lokal oder regional einheimische Arten verdrängen, die Zusammensetzung und Struktur der Vegetation massiv verändern und so massive Probleme verursachen, wenn sie sich in empfindlichen Lebensräumen oder Naturschutzgebieten ausbreiten.

Hybridisierungseffekte, die die genetische Integrität indigener Pflanzenpopulationen verändern, wurden für einige Arten nachgewiesen, z.B. für den Wild-Äpfel *Malus sylvestris*, der mit dem Kultur-Äpfel *Malus domestica* hybridisiert, oder für die Akelei *Aquilegia vulgaris*, die mit verwilderten Gartensorten hybridisiert (BLEEKER et al. 2009). Der Nachweis dieser Effekte ist jedoch aufwändig und wahrscheinlich bisher ungenügend untersucht.

Gesundheit

Das Gefahrenpotenzial invasiver Arten für die Gesundheit der Menschen beruht in allererster Linie auf den krankheitsübertragenden Tierarten (s. Übersicht in LOZAN et al. 2008). Aber auch invasive Pflanzenarten können gesundheitliche Probleme verursachen.

Das prominenteste Beispiel in Mitteleuropa ist die Beifuß-Ambrosie (*Ambrosia artemisiifolia*), eine ursprünglich in Nordamerika heimische Asteracee, deren Vorkommen erstmals 1860 für Deutschland dokumentiert wurde (OTTO et al. 2010). Sie hat sich aber erst in den letzten 20 Jahren in Deutschland, v.a. in sommerwarmen Gebieten Süd- und Ostdeutschlands, verstärkt ausgebreitet. Mittlerweile wurde sie in allen Bundesländern nachgewiesen (NETZWERK PHYTODIVERSITÄT DEUTSCHLANDS & BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 2013). Samen der Art sind häufig in Vogelfuttermischungen enthalten, die gegenwärtig als Hauptvektor für die Einschleppung und Ausbreitung fungieren (BRANDES & NITZSCHE 2007, OTTO et al. 2010). Die windbestäubte Art bildet reichlich Pollen aus, der stark allergen wirkt und neben heuschnupfenartigen Reaktionen sogar Asthma auslösen kann (BEHRENDT et al. 2010). Durch die späte Blütezeit wird die für Allergiker problematische Pollensaison weiter ausgedehnt.

Der aus dem Kaukasus stammende Riesen-Bärenklau (*Heracleum mantegazzianum*) macht nicht nur wegen der Verdrängung heimischer Arten und seiner z.T. massiven Ausbreitung an Wasserläufen Probleme im Naturschutz, sondern kann bei Menschen nach Berührung aufgrund der phytotoxischen Inhaltsstoffe schmerzhaft Reaktionen der Haut hervorrufen.

Unter den 38 für Deutschland als invasiv einge-

geschätzten Arten sind drei weitere Arten (*Acer negundo*, *Ailanthus altissima* und *Cynodon dactylon*), die allergen wirken können (NEHRING et al. 2013b).

Ökonomische Folgen

Während die Einfuhr gebietsfremder Pflanzenarten häufig aus ökonomischem Interesse und beabsichtigt (z.B. für den Gartenbau) oder als Folge wirtschaftlicher Aktivitäten und dem damit verbundenen Verkehr und Transport unabsichtlich erfolgt, wurden die ökonomischen Folgen, die sich aus der Ausbreitung invasiver gebietsfremder Arten ergeben, lange kaum beachtet oder unterschätzt. In den USA entstehen jährlich schätzungsweise Kosten von 35 Milliarden US\$ aufgrund der Schäden durch gebietsfremde Pflanzen sowie deren Kontrolle und Bekämpfung (PIMENTEL et al. 2005). Allein der auch in Deutschland indigene und hier an Wasserläufen, nassen Staudenfluren und Röhrichtern vorkommende, in den USA aber invasive Blutweiderich (*Lythrum salicaria*), verursacht dort jährliche Kosten von 45 Millionen US\$, die durch den Verlust an Grünfütter sowie die Managementmaßnahmen entstehen. Eine Studie des Umweltbundesamtes (REINHARDT et al. 2003) schätzt die direkten und indirekten, jährlichen Kosten, die durch 20 ausgewählte Neobiota (Pflanzen und Tiere) in Deutschland verursacht werden, auf 167 Millionen Euro. Die aus der Behandlung der durch die Ambrosie verursachten Erkrankungen entstehenden Aufwendungen werden auf etwa 20 bis 50 Millionen Euro geschätzt. Bei der Schätzung der Kosten ist auch der ökonomische Nutzen zu bilanzieren. Die Einnahmen, die aus dem Einschlag der forstwirtschaftlich genutzten Rotbuche (*Quercus rubra*) resultieren, werden von REINHARDT et al. (2003) auf bis zu 1 Million

Euro jährlich geschätzt. Würde man die Roteiche in Deutschland bekämpfen und ausrotten wollen, ergäben sich demgegenüber Kosten von insgesamt 14,5 Millionen Euro.

Gute Arten – schlechte Arten?

Aufgrund der genannten Probleme, die gebietsfremde bzw. invasive Arten verursachen können, stehen sie generell in einem schlechten Licht (»native good, alien bad«-Philosophie, GOODENOUGH 2010). Den aus menschlicher Sicht negativen Folgen können auch positive Aspekte gegenübergestellt werden. Abgesehen von dem ökonomischen Nutzen, der direkt aus dem Anbau und der Verwertung invasiver Pflanzen (z.B. Roteiche, Douglasie, Zierpflanzen) oder indirekt (z.B. ästhetischer Wert von attraktiven Arten wie Kartoffel-Rose [*Rosa rugosa*] (Abb. 2.11-3) oder Flieder [*Syringa vulgaris*]) resultiert, können invasive Arten auch positive ökologische Effekte haben, u.a. als Futter- und Wirtspflanzen für indigene Tierarten oder als Pollen- und Nektarquelle für bestäubende Insekten. Eine Verdrängung heimischer Tier und Pflanzenarten kann in Deutschland bisher für einige invasive oder potenziell invasive Arten nur lokal nachgewiesen werden. Das aus Südafrika stammende und für Deutschland als potenziell invasiv eingestufte Schmalblättrige Greiskraut (*Senecio inaequidens*) hat sich seit den 1970er Jahren massiv in Deutschland in verschiedenen Lebensräumen eingenischt, vorwiegend auf ruderalen Standorten, ohne heimische Pflanzenarten zu verdrängen. Aus ästhetischer Sicht kann die Ausbreitung der Art, etwa entlang von Bahnlinien und Straßen, aufgrund der bis zum Auftreten stärkerer Fröste im Dezember dau-



Abb. 2.11-3: Als salzverträgliche und attraktive Heckenpflanze gerne an der Küste gepflanzt, hat sich die invasive Kartoffel-Rose (*Rosa rugosa*) auch in den Dünen ausgebreitet und verdrängt dort die heimische Pimpinell-Rose (*Rosa spinosissima*).

erden Blüte als Bereicherung angesehen werden. Eine potenzielle Gefahr für den Menschen beruht auf den für die Gattung typischen, giftigen Inhaltsstoffen, die auch schon in der Milch nachgewiesen worden sind (HEGER & BÖHMER 2005). Es ist aber zu berücksichtigen, dass auch viele indigene Pflanzenarten giftig sind, darunter auch mehrere *Senecio*-Arten. Ebenso verursachen auch heimische, in Kulturlflächen als Unkräuter auftretende Pflanzenarten hohe Bekämpfungskosten. In aufgelassenen Kulturlflächen können es einheimische Schlehen (*Prunus spinosa*) oder gebietsfremde Robinien (*Robinia pseudacacia*) sein, die durch Verbuschung seltene Arten der Trockenrasen verdrängen. Auch die durch die FFH-Richtlinie geschützte, heimische Grasart *Bromus grossus* kann lokal und temporär in der Landwirtschaft zum Problemunkraut werden (HÜGIN & HÜGIN 2008). Eine gebietsfremde Art ist also nicht *per se* problematisch und eine einheimische Art nicht immer unproblematisch – dies ist abhängig von den Bewertungsmaßstäben wie z.B. unterschiedlichen Leitbildern im Naturschutz oder Nutzungsinteressen. Die skizzierten Probleme und Gefahren, die von invasiven Arten ausgehen, verlangen jedoch gesellschaftliche Maßnahmen auf verschiedenen Ebenen, von Politik, Verbänden, Wissenschaft, Wirtschaft und Bürgern.

Rechtliche Rahmenbedingungen und Vereinbarungen

Der Erhalt der biologischen Vielfalt ist heute ein gesellschaftlich anerkanntes Ziel, das in verschiedenen internationalen, nationalen und regionalen Abkommen manifestiert ist. In unterschiedlicher Weise gehen diese auch auf die von invasiven Arten ausgehende Gefährdung der natürlichen Biodiversität ein. Mit dem internationalen Übereinkommen über die Biologische Vielfalt (CBD 1992: Art. 8h) verpflichten sich die unterzeichnenden Staaten, der Einführung von gebietsfremden Arten, die Ökosysteme, Habitate oder Arten bedrohen, vorzubeugen, diese gebietsfremden Arten zu kontrollieren oder auszurotten. 2002 wurden durch die 6. Vertragsstaatenkonferenz Leitlinien für den Umgang mit invasiven Arten beschlossen (CBD 2002). Auch auf europäischer Ebene wurde eine Strategie gegen invasive Arten entwickelt (Berner Konvention, GENOVESI & SHINE 2004). Mit der Umsetzung der CBD in nationale Strategien wurde dieser Aspekt in die vom Bundeskabinett beschlossene »Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt« übernommen, in der die Prävention invasiver Arten als Ziel formuliert ist (BMU 2007).

Im Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) sind die auf europäischer Ebene beschlossenen Regelungen bzgl. der invasiven Arten im § 40 »Nichtheimische, gebietsfremde und invasive Arten« in nationales Recht

übertragen. Das Schutzziel ist, der Gefährdung von Ökosystemen, Biotopen und Arten durch nichtheimische und invasive Arten entgegenzuwirken. Die zuständigen Behörden des Bundes und Länder sollen geeignete Maßnahmen ergreifen, um invasive Arten zu beseitigen oder deren Ausbreitung zu verhindern – soweit diese Maßnahmen nicht unverhältnismäßig sind. Das Ausbringen gebietsfremder Arten in der freien Natur ist genehmigungspflichtig – ausgenommen davon sind aber Land- und Forstwirtschaft sowie die Ausbringung gebietsfremder Gehölze und gebietsfremden Saatguts bis 1. März 2020.

Am 1. Januar 2015 ist die EU-Verordnung über die Prävention und das Management der Einbringung und Ausbreitung invasiver gebietsfremder Arten in Kraft getreten (EUROPÄISCHE UNION 2014). Für die in einer erstmals Anfang 2016 vorzulegenden und alle sechs Jahre zu aktualisierenden Liste aufgeführten, invasiven gebietsfremden Arten verpflichten sich die Mitgliedsstaaten zu Maßnahmen der Prävention, Früherkennung, Bekämpfung und Kontrolle. Eine wichtige Grundlage für die Umsetzung der rechtlichen Vorgaben sind Invasivitätsbewertungen, die auf messbaren Fakten beruhen (KAUFMANN 2010, NEHRING et al. 2013a).

Neben diesen rechtlichen Regelungen und Vereinbarungen ist die Aufklärung und Öffentlichkeitsarbeit sowie der Einbezug der Akteure unverzichtbar für die erfolgreiche Umsetzung der in den genannten Strategien formulierten Ziele und Maßnahmen. So informieren die zuständigen Behörden von Bund, Ländern und Landkreisen in Publikationen und anderen Medien über invasive Arten. Das Bundesamt für Naturschutz (BfN) hat z.B. ein eigenes Informationsportal eingerichtet (www.neobiota.org). Der Zentralverband Gartenbau (ZVG) hat 2008 in Abstimmung mit dem Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) und dem BfN Empfehlungen zum Umgang mit invasiven Arten in der gärtnerischen Produktion bis hin zur Verwendung beim Kunden herausgegeben. Bei wirtschaftlich bedeutenden Arten wie der Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*) gibt es aber z.T. noch erbiterte Diskussionen zwischen Forstwirtschaft und Naturschutz, inwieweit eine Einstufung als invasive Art (mit der Konsequenz entsprechender Maßnahmen wie Pflanzverboten) erfolgen soll (PUKALL 2014).

Fazit

Mit den wissenschaftlichen Erkenntnissen und rechtlichen Rahmenbedingungen zu invasiven Arten sowie den Invasivitätsbewertungen sind Instrumente geschaffen, die die Einschleppung potenziell invasiver Arten verhindern und die Kontrolle und Bekämpfung invasiver Arten ermöglichen sollen. Inwieweit diese

Maßnahmen erfolgreich sein können, wird die Zukunft zeigen. Bekämpfungsmaßnahmen in der Vergangenheit zeigten, dass diese oft erhebliche Ressourcen verschlingen und wenig erfolgreich sind. Daher sind vorbeugende Maßnahmen oder die lokale Regulierung (potenziell) invasiver Arten im Anfangsstadium ihrer Ausbreitung erfolversprechender (KOWARIK 2010). Angesichts des globalen Wandels, den sich ständig verändernden Handelsströmen und wirtschaftlichen Interessen ist davon auszugehen, dass das Problem invasiver Arten fortbestehen wird und die geschaffenen Instrumente regelmäßig überprüft und optimiert werden müssen.

Literatur

- BEHRENDT, H., T. GABRIO, B. ALBERTERNST, U. KAMINSKI, S. NAWRATH & M. BÖHME (2010): Gesundheitliche Bewertung der Verbreitung von *Ambrosia artemisiifolia* in Baden-Württemberg: Risiko oder Überschätzung? Umweltmedizin in Forschung und Praxis 15: 34–41.
- BLEEKER, W., U. SCHMITZ & F. BUSCHERMÖHLE (2009): Hybridisierung und Genfluss als Folge biologischer Invasionen. In: Bleeker, W & H. Hurka (eds.): Biologische Invasionen und Phytodiversität – Auswirkungen und Handlungsoptionen. AG Botanik der Universität Osnabrück, Osnabrück. 14–15
- BOSSDORF, O., A. LIPOWSKY & D. PRATI (2008): Selection of preadapted populations allowed *Senecio inaequidens* to invade Central Europe. Diversity and Distributions 14: 676–685.
- BRANDES, D. & J. NITZSCHE (2007): Verbreitung, Ökologie und Soziologie von *Ambrosia artemisiifolia* L. in Mitteleuropa. Tuexenia 27: 167–194.
- BMU (2007): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Bonn.
- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (2008): Daten zur Natur 2008. Landwirtschaftsverlag, Münster.
- CBD (1992): Convention on biological diversity. www.cbd.int/doc/legal/cbd-en.pdf [abgerufen 15.10.2014].
- CBD (2002): Alien species that threaten ecosystems, habitats or species. www.cbd.int/decision/cop/default.shtml?id=7197 [abgerufen 15.10.2014].
- COLAUTTI & MAC ISAAC (2004): A neutral terminology to define 'invasive' species. Diversity and Distributions 10: 135–141.
- ESSL, F., F. KLINGENSTEIN, S. NEHRING, C. OTTO, W. RABITSCH & O. STÖHR (2008): Schwarze Listen invasiver Arten – ein Instrument zur Risikobewertung für die Naturschutz-Praxis. Natur und Landschaft 83: 418–424.
- EUROPÄISCHE UNION (2014): Verordnung (EU) Nr. 1143/2014 des europäischen Parlaments und des Rates vom 22. Oktober 2014 über die Prävention und das Management der Einbringung und Ausbreitung invasiver gebietsfremder Arten. Amtsblatt der Europäischen Union L 317/35.
- GENOVESI, P. & C. SHINE (2004): European strategy on invasive alien species. Nature and Environment 137: 1–60.
- GOODENOUGH, A. E. (2010): Are the ecological impacts of alien species misrepresented? A review of the »native good, alien bad« philosophy. Community Ecology 11: 13–21.
- HANNAH, L., T. E. LOVEJOY & S. H. SCHNEIDER (2005): Biodiversity and climate change in context. In: Lovejoy, T. E. & L. Hannah (eds.): Climate change and biodiversity. Yale University Press, New Haven & London. S. 3–14.
- HEGER, T. & H. J. BÖHMER (2005): The invasion of Central Europe by *Senecio inaequidens* DC. – a complex biogeographical problem. Erdkunde 59: 34–49.
- HELLMANN, J. J., J. E. BYERS, B. G. BIERWAGEN & J. S. DUKES (2008): Five potential consequences of climate change for invasive species. Conservation Biology 22: 534–543.
- HOU, Q.-Q., B.-M. CHEN, S.-L. PENG & L.-Y. CHEN (2014): Effects of extreme temperature on seedling establishment of nonnative invasive plants. Biological Invasions 16: 2049–2061.
- HUBO, C., E. JUMPERTZ, M. KROTT, L. NOCKEMANN, A. STEINMANN & I. BRÄUER (2007): Grundlagen für die Entwicklung einer nationalen Strategie gegen invasive gebietsfremde Arten. BfN-Skripten 213: 1–370.
- HÜGIN, G. & H. HÜGIN (2008): *Bromus grossus* – von der Rote-Liste-Art zum Problemunkraut? Berichte der Botanischen Arbeitsgemeinschaft Südwestdeutschland 5: 33–52.
- KAUFMANN, W. (2010): Invasive Arten in der Naturschutzpraxis. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 30: 239–248.
- KLEINBAUER, I., S. DULLINGER, F. KLINGENSTEIN, R. MAY, S. NEHRING & F. ESSL (2010): Ausbreitungspotenzial ausgewählter neophytischer Gefäßpflanzen unter Klimawandel in Deutschland und Österreich. BfN-Skripten 275: 1–74.
- KLINGENSTEIN, F., P. M. KORNACKER, H. MARTENS & U. SCHIPPMANN (2005): Gebietsfremde Arten. Positionspapier des Bundesamtes für Naturschutz. BfN-Skripten 128: 1–30.
- KOWARIK, I. (1995): Time lags in biological invasions with regard to the success and failure of alien species. In: Pyšek, P., K. Krach, M. Rejmánek & M. Wade (eds.): Plant invasions – general aspects and special problems. SPB Academic Publ., Amsterdam. S. 15–38.
- KOWARIK, I. (2010): Biologische Invasionen. Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa. 2. Aufl. Ulmer, Stuttgart.
- LOHMEYER, W. & H. SUKOPP (1992): Agriophyten in der Vegetation Mitteleuropas. Schriftenreihe für Vegetationskunde 25: 1–185.
- LOZÁN, J. L., H. GRASSL, G. JENDRITZKY, L. KARBE & K. REISE (Hrsg.) (2008): Warnsignal Klima: Gesundheitsrisiken/Gefahren für Pflanzen, Tiere & Menschen. Wissenschaftliche Auswertungen, Hamburg.
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005): Ecosystems and human well-being: biodiversity synthe-

- sis. World Resources Institute, Washington, DC.
- NEHRING, S., I. KOWARIK, W. RABITSCH & F. ESSL (2013a): Methodik der naturschutzfachlichen Invasivitätsbewertung für gebietsfremde Arten. BfN-Skripten 340: 1–46.
- NEHRING, S., I. KOWARIK, W. RABITSCH & F. ESSL (2013b): Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde Gefäßpflanzen. BfN-Skripten 352: 1–202.
- NETZWERK PHYTODIVERSITÄT DEUTSCHLANDS & BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.) (2013): Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. Landwirtschaftsverlag, Münster.
- NISBET, E. G. (1994). Globale Umweltveränderungen. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg [a. o.]. 445 S.
- OTTO, C., B. ALBERTERNST, F. KLINGENSTEIN & S. NAWRATH (2010): Verbreitung der Beifußblättrigen Ambrosie in Deutschland. BfN-Skripten 235: 1–45, Anhang.
- PARMESAN, C. & G. YOHE (2003): A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature* 421: 37–42.
- PEARSON, R. G. & T. P. DAWSON (2003): Predicting the species of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? *Global Ecology & Biogeography* 12: 361–371.
- PIMENTEL, D., R. ZUNIGA & D. MORRISON (2005): Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecological Economics* 52: 273–288.
- PUKALL, K. (2014): Die Douglasie – eine invasive Art!? *AFZ-Der Wald* 69: 14–15.
- PYŠEK, P., D. M. RICHARDSON, J. PERGL, V. JAROŠÍK, Z. SIXTOVÁ & E. WEBER (2007): Geographical and taxonomic biases in invasion ecology. *Trends in Ecology and Evolution* 23: 237–244.
- PYŠEK, P., V. JAROŠÍK, P. E. HULME, J. PERGL, M. HEJDA, U. SCHAFFNER & M. VILÀ (2012): A global assessment of invasive plant impacts on resident species, communities and ecosystems: the interaction of impact measures, invading species' traits and environment. *Global Change Biology* 18: 1725–1737.
- RABITSCH, W., F. ESSL, A. KRUESS, S. NEHRING, C. NOWACK & G.-R. WALTHER (2013): Biologische Invasionen und Klimawandel. In: Essl, F. & W. Rabitsch: Biodiversität und Klimawandel. Springer, Berlin & Heidelberg. 66–74.
- REINHARDT, F. M. HERLE, F. BASTIANSEN & B. STREIT (2003): Ökonomische Folgen der Ausbreitung von Neobiota. Umweltbundesamt, Berlin.
- ROOT, T. L., J. T. PRICE, K. R. HALL, S. H. SCHNEIDER, C. ROSENZWEIG & J. A. POUNDS (2003): Fingerprints of global warming on wild plants and animals. *Nature* 421: 57–60.
- THOMAS, C. D., A. CAMERON, R. E. GREEN, M. BAKKENES, L. J. BEAUMONT, Y. C. COLLINGHAM, B. F. N. ERASMUS, M. F. DE SIQUEIRA, A. GRAINGER, L. HANNAH, L. HUGHES, B. HUNTLEY, A. S. VAN JAARSVELD, G. F. MIDGLEY, L. MILES, M. A. ORTEGA-HUERTA, A. TOWNSEND PETERSON, O. L. PHILLIPS & S. E. WILLIAMS (2004): Extinction risk from climate change. *Nature* 427: 145–148.
- VITOUSEK, P. M., C. M. D'ANTONIO, L. L. LOOPE & R. WESTBROOKS (1996): Biological invasions as global environmental change. *American Scientist* 84: 468–478.
- WILLIAMSON, M. & A. FITTER (1996): The varying success of invaders. *Ecology* 77: 1661–1666.
- WINTER, M., O. SCHWEIGER, S. KLOTZ, W. NENTWIG, P. ANDRIOPOULOS, M. ARIANOUTSOU, C. BASNOU, P. DELIPETROU, V. DIDŽIULIS, M. HEJDA, P. E. HULME, P. W. LAMBTON, J. PERGL, P. PYŠEK, D. B. ROY & I. KÜHN (2009): Plant extinctions and introductions lead to phylogenetic and taxonomic homogenization of the European flora. *PNAS* 106: 21721–21725.

Kontakt:

Dr. Detlev Metzling
Institut für Biologie und Umweltwissenschaften
AG Vegetationskunde und Naturschutz
Universität Oldenburg
detlev.metzling@uni-oldenburg.de

Metzling, D. (2015): *Invasive Pflanzenarten in Deutschland*. In: Lozán, J.L., Grassl, H., Karbe, L. & G. Jendritzky (Hrsg.). *Warnsignal Klima: Gefahren für Pflanzen, Tiere und Menschen. Elektronische Veröffentlichung (Kap. 2.11)* - www.klima-warnsignale.uni-hamburg.de.