

Thesen zur „Invasionsbiologie“ und ihrem Einfluss auf den Naturschutz

Franz Rebele

08.03.2017

Einleitung

In den letzten Jahrzehnten hat eine Richtung in der Ökologie zunehmend an Bedeutung gewonnen, die von ihren Vertretern selbst „Invasionsbiologie“ (*invasion biology*) oder in jüngerer Zeit auch *invasion science* genannt wird (Richardson & Ricciardi 2013). Eine Kernthese der „Invasionsbiologie“ ist, dass seit der „Entdeckung“ Amerikas im Jahr 1492 Ausbreitungsbarrieren von Pflanzen, Tieren und anderen Organismen durch menschliche Hilfe in „unnatürlicher“ Weise überwunden werden und zahlreiche „invasive fremde“ Arten in Gebiete eindringen, in denen sie vorher nicht vorkamen und dort Schaden anrichten oder potentiell einmal Schaden anrichten könnten. Viele „Invasionsbiologen“ berufen sich auf den britischen Zoologen und Naturschützer Charles Elton, der in seinem Buch *The ecology of invasions by animals and plants* ein Bedrohungsszenario schildert, in dem er vor „ökologischen Explosionen“, die von fremden Tieren und Pflanzen verursacht werden, warnt und Maßnahmen gegen die „Invasoren“ fordert (Elton 1958).

Inzwischen kann man vielerorts erleben, wie z.B. Forst- und Naturschutzverwaltungen „gebietsfremde“ Gehölze in Wäldern und Forsten beseitigen lassen oder Naturschutzaktivisten dazu aufrufen, „invasive gebietsfremde“ Arten in verschiedenen Lebensräumen zu bekämpfen. Seit der Ratifikation der *Convention on Biological Diversity* werden auch auf staatlicher Ebene immer mehr Verordnungen erlassen, so z.B. in der EU die „Verordnung über die Prävention und das Management der Einbringung und Ausbreitung invasiver gebietsfremder Arten“ (Verordnung Nr. 1143/2014 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 22. Oktober 2014). Die Begründung für derartige Verordnungen stützen sich vor allem auf zwei konstruierte Behauptungen: 1) „invasive gebietsfremde Arten“ wären weltweit die zweitgrößte Bedrohung für die biologische Vielfalt und 2) „invasive gebietsfremder Arten“ würden einen großen ökonomischen Schaden verursachen. Unterstützung erhalten diese Behauptungen und diese Art der Eingriffe in die Natur, die ihrerseits wiederum häufig zerstörerisch wirken, durch „Invasionsbiologen“.

Die „Invasionsbiologie“ basiert auf drei Konzepten, die in der Ökologie und im Naturschutz schon lange Gegenstand der Auseinandersetzung sind: 1) einer Vorstellung von Natürlichkeit (*naturalness*), die den Menschen nicht als Teil der Natur begreift, 2) einer anthropozentrischen Beurteilung der Arten und Genotypen nach ihrer Herkunft – der biotischen „Ursprünglichkeit“ (*nativism*) – und 3) einem organismischen Konzept von Lebensgemeinschaften, deren „Integrität“ (*biological integrity*) durch fremde Eindringlinge als bedroht angesehen wird.

Im Folgenden werden in neun Thesen diese und weitere Aspekte der „Invasionsbiologie“ vorgestellt und diskutiert. Dabei soll auch auf den Einfluss der „Invasionsbiologie“ auf den Naturschutz eingegangen werden.

1) Die Absonderung einer eigenen Disziplin „Invasionsbiologie“ basiert auf der fragwürdigen Annahme, dass anthropogene Ausbreitungsprozesse „unnatürlich“ sind.

Die „Invasionsbiologie“ beschäftigt sich mit der Ausbreitung von Organismen¹ durch Menschen. Insofern könnte sie einfach als ein Arbeitsgebiet der Ausbreitungsökologie und Biogeographie betrachtet werden, ähnlich wie etwa das Studium der Ausbreitung von Organismen durch Vögel. Ein Problem entsteht erst dadurch, wenn die „Invasionsbiologie“ die Ausbreitung von Organismen durch Menschen generell als „unnatürlich“ betrachtet und sie der „natürlichen“ Ausbreitung, etwa durch den Wind, die Meeresströmung oder durch Vögel entgegengesetzt. Aus der Sicht der ausgebreiteten Organismen ist das Resultat ähnlich, unabhängig davon ob z.B. der Samen einer Pflanze durch Vögel, durch Menschen oder dessen Haustiere ausgebreitet wird. Reduziert man die „Invasionsbiologie“ auf ihren wissenschaftlichen Kern und entkleidet sie ihrer militaristischen Sprache², so beschäftigt sich die „Invasionsbiologie“ mit der Ausbreitung von Organismen und der Besiedelung von Habitaten durch Organismen, also Prozessen, die in der Ökologie seit ihren Anfängen untersucht werden.

Hauptargument für die Notwendigkeit einer eigenen Disziplin „Invasionsbiologie“ ist die Behauptung, dass es sich bei den gegenwärtig vom Menschen verursachten „biologischen Invasionen“ um einen unterschiedlichen Prozess im Gegensatz zu früheren (auch anthropogenen) Ausbreitungsprozessen handele.

In einer Auseinandersetzung zwischen Brown & Sax (2004, 2005) und Cassey et al. (2005) stellen letztere die Einmaligkeit der gegenwärtigen gegenüber früheren Invasionen heraus: 1) es handele sich gegenwärtig um eine Masseninvasion von Arten, die durch den Menschen eingeführt werden, 2) die Masseninvasionen finden heute über größere Entfernungen statt, 3) die Masseninvasionen verlaufen heute schneller als früher. Larson (2007), der Cassey et al. (2005) gegen Brown & Sax verteidigt, fasst die drei Punkte zusammen: „Cassey et al. (2005) counter that current invasions differ from historical ones in terms of human agency, magnitude, and rate, so they represent a distinct process“ (Larson 2007, p 948).

Brown & Sax (2005) argumentieren dagegen, dass z.B. die Schließung der Landbrücke zwischen Nord- und Südamerika vor 3,5 Millionen Jahren eine viel größere Auswirkung auf den Artenaustausch zwischen beiden Kontinenten (*Great American interchange*) hatte als die anthropogene Verbindung des Mittelmeeres mit dem Roten Meer durch den Suez-Kanal. Sie führen auch an, dass weit vom kontinentalen Festland entfernte vulkanische Inseln über weite

¹ Am häufigsten geht es um Pflanzen, Tiere und Pilze. Darüber hinaus werden in der invasionsbiologischen Literatur auch „nichteinheimische“ Bakterien und Viren (z.B. Syphilis, AIDS, Influenza) zu den *alien species* gerechnet, so etwa in der vielzitierten Publikation von Pimentel et al. (2005).

² Der Begriff der „Invasion“ bedeutet das Eindringen eines Feindes. Dementsprechend findet sich in der invasionsbiologischen Literatur eine Ausdrucksweise, die sich gegen „aggressive“ und „gefährliche“ Eindringlinge richtet, die dementsprechend auch bekämpft oder gar „ausgerottet“ werden sollen. Bereits Charles Elton, der Ahnherr der Invasionsbiologen, sprach von ökologischen Explosionen: „An ecological explosion means the enormous increase in numbers of some kind of living organism – it may be an infectious virus like influenza, or a bacterium like bobonic plague, or a fungus like that of the potato disease, a green plant like the prickly pear, or an animal like the grey squirrel.“ (Elton 1958, p. 15) Neben der militaristischen Sprache wird häufig auch Vokabular aus dem Bereich der Medizin und Hygiene verwendet, so wenn z.B. von *cancer* (Krebsgeschwür), *pest* (Pest, Plage, Schädling), *pollution* (Verschmutzung) die Rede ist. Die abwertende und schmähende Ausdrucksweise von Invasionsbiologen war wiederholt Gegenstand der Kritik (z.B. Eser 1999; Subramaniam 2001; Larson 2005; Larson et al. 2005; Stromberg et al. 2009).

Distanzen ohne menschliche Unterstützung besiedelt wurden.³ Es gibt auch weder eine theoretische Begründung noch einen empirischen Nachweis, warum eine Art, die von Menschen eingeführt wurde, sich schneller ausbreitet als eine vergleichbare Art, die ohne menschliche Hilfe eine vergleichbare Fläche besiedelt.

Der Mensch hat sich als Sammler, Fischer und Jäger in früheren Jahrtausenden über die Erde ausgebreitet und dabei sowohl große Säugetiere und Vögel zum Aussterben gebracht als auch absichtlich oder unabsichtlich zur Ausbreitung von Organismen beigetragen. So wurden durch prähistorische Menschen⁴ bereits Säugetiere wie Ratten, Schweine und Hunde auf pazifische Inseln mitgebracht (Kirch 1982; Steadman 1995). Pflanzen wurden als Nahrung oder für medizinische Zwecke verwendet und auf Wanderungen und Streifzügen mitgeführt. So wurden z.B. Beifuß-Arten (*Artemisia vulgaris*, *A. argyi*, *A. douglasiana*) in Asien, Afrika, Europa und Amerika ausgebreitet (Adams et al. 2012). Auch im mediterranen Raum spielte die Ausbreitung von Pflanzen (vor allem von solchen, die auch der Ernährung dienten) durch Menschen schon in vorneolithischer Zeit eine Rolle (Hadjisterkotis et al. 2000).

Nach Martin (1973) wurde Amerika vor etwa 11.200 Jahren von Menschen entdeckt und in einem Zeitraum von gut 1000 Jahren von Alaska bis Feuerland besiedelt. Dabei wurde vor allem die Megafauna durch die Jagd dezimiert. Wenn auch die Diskussion über klimatische versus anthropogene Ursachen für das rasche Artensterben in Amerika noch anhält, so spricht doch vieles dafür, dass der menschliche Einfluss einen wesentlichen Anteil hatte; es sind die gleichen Faktoren, die auch heute eine Rolle spielen: Übernutzung (*overkill*), Habitatveränderung, biologische Invasionen oder Krankheiten (Burney et al. 2005).

Auch für Madagaskar (Burney et al. 2004) und pazifische Inseln (Steadman 1995; Prebble & Dowe 2008) liegen Daten über das Artensterben durch prähistorische Menschen vor. Nach Steadman (1995) wurden im tropischen Pazifik ca. 2000 Vogelarten durch prähistorische Menschen zum Aussterben gebracht; dies sind 20% aller Vogelarten weltweit. Es handelte sich hauptsächlich um flugunfähige Rallen. Als Ursachen nennt Steadman Jagd, Waldvernichtung und Anbau von Kulturpflanzen sowie Haustierhaltung. Auf Hawaii wurden infolge der Besiedlung durch Polynesier vor allem die Tieflandökosysteme verändert: durch Waldvernichtung, Feuer und die Einführung von Tieren und Pflanzen. Dies führte zum Aussterben endemischer Arten, zu Vegetationsveränderungen und Erosion (Kirch 1982). Duncan et al. (2002) zeigen für Neuseeland, dass neben der Jagd auch Habitatveränderungen und die Einführung von Säugetier-Prädatoren eine Rolle beim Aussterben zahlreicher Vogelarten gespielt haben.

Die Nordamerikanische Prärie – heute ein Lieblingsobjekt nordamerikanischer Naturschützer – ist ein Ökosystem, das durch die *Native Americans*, z.B. durch Brennen, mitgestaltet wurde (Denevan 1992; Anderson 2006). Wälder wurden ebenfalls durch gezieltes Brennen aufgelichtet, um die Jagdmöglichkeiten zu verbessern (Denevan 1992; Kay 1995; Botkin 1996). Der Mythos von der *wilderness* als einem Gebiet ohne Menschen, der „unberührten Natur“ vor der europäischen Kolonisation Amerikas, basiert auf romantischen Glaubensvorstellung, nicht auf der Realität (Denevan 1992; Gomez-Pompa & Kaus 1992)⁵.

³ Ein gut dokumentiertes Beispiel der Besiedlung einer neu entstandenen vulkanischen Insel ist die Besiedelung von Surtsey durch Organismen seit 1963 (Fridriksson 2013).

⁴ Mit prähistorischen Menschen sind in der archäologischen und paläoökologischen Literatur Menschen gemeint, die noch keine Schrift und damit auch keine geschriebene Geschichte haben.

⁵ Callicott (2000) kritisiert die *wilderness*-Idee als Werkzeug für Androzentrismus, Rassismus, Kolonialismus und Genozid. Die Idee von der *wilderness* ist assoziiert mit der veralteten Gleichgewichts-Ökologie und ignoriert die mindestens 11.000 Jahre lange ökologische Wirkung von Menschen in Nordamerika und Australien.

Manche Regionen Amerikas waren bereits vor der europäischen Eroberung relativ dicht besiedelt, z.B. Mexiko mit ca. 17 Millionen Menschen (Denevan 1992). In Nordamerika lebten ca. 4 Millionen „Indianer“, in Südamerika ca. 21 Millionen (Denevan 1992). Selbst die tropischen Wälder Amazoniens wurden über Jahrtausende durch Jagd und Feldbau indigener Völker beeinflusst (Gomez-Pompa & Kaus 1992). Im Verhältnis zur häutigen großflächigen Waldvernichtung durch Bergbau, Plantagenwirtschaft, Staudambau etc. war dieser Einfluss allerdings gering.

Auch in Europa wurden bereits im Mesolithicum Ökosysteme, z.B. durch Feuer, beeinflusst (siehe z.B. Smout 2014 für Schottland), zahlreiche eurasiatische Großsäuger wurden ausgerottet (Beutler 1996). Nach der menschlichen Besiedlung Zyperns vor ca. 12.000 Jahren sind in einem Zeitraum von 1000-2000 Jahren das endemische Zwerg-Flusspferd *Phanouris minutus* und der Zwergelephant *Elephas cypriotes* vermutlich durch die Jagd ausgestorben (Hadjisterkotis et al. 2000). Nach Zypern wurden Wildschweine⁶ durch prä-neolithische Menschen vor mehr als 11.400 Jahren eingeführt (Vigne et al. 2009).

Mit der Entstehung und Ausbreitung des Ackerbaus und der nomadischen Viehhaltung wurden großflächig natürliche Ökosysteme in Europa, vor allem Wälder, vernichtet (Zoller & Haas 1995; Küster 1998; Kaplan et al. 2009) und neue Habitate für Pflanzen und Tiere geschaffen. In Mitteleuropa gibt es kaum ein Ökosystem von der Küste bis zum Hochgebirge, das nicht vom Menschen beeinflusst und verändert wurde (Ellenberg 1996; Küster 1998). Dabei fiel die anthropogene Ausbreitung von Arten mit der „natürlichen“ Wiederbesiedlung nach der letzten Eiszeit zusammen. So breitete sich etwa die Buche (*Fagus sylvatica*) von ihren südeuropäischen Refugialgebieten über einen Zeitraum von 9000 Jahren nach Norden aus und erreichte vor ca. 2000 Jahren Südengland und erst vor ca. 1000 Jahren Südschweden (Pott 1995). Anthropogene Störung der Wälder förderte die Ausbreitung der Buche in Südschweden (Bradshaw & Lindbladh 2005).

Mit dem europäischen Kolonialismus erfolgte dann eine Ausbreitung von Pflanzen, Tieren und Mikroorganismen über sehr weite Entfernungen in kürzeren Zeiträumen. Heute ist es vor allem der weltweite Handel und Transport von Waren, der zur Einführung der „Neobiota“ beiträgt. Richtig ist, dass das Ausmaß der Warentransporte über weite Entfernungen und die Mobilität vieler Menschen in den letzten Jahrzehnten zugenommen haben. So wurden etwa der Asiatische Laubholzbockkäfer (*Anoplophora glabripennis*) und der Citrusbockkäfer (*Anoplophora chinensis*) in den meisten Fällen durch befallenes Verpackungsholz oder durch Bonsaipflanzen aus Asien nach Europa eingeführt (Tomiczek & Hoyer-Tomiczek 2007).

Es bleibt die Frage, ob die gegenwärtigen Einführungen von Arten oder Abstammungslinien in andere Gebiete einen qualitativ unterschiedlichen Prozess im Vergleich zu früheren von Menschen verursachten oder unterstützten Ausbreitungsprozessen darstellen. Gibt es neben graduellen quantitativen Unterschieden auch einen qualitativen Unterschied?

Wilson et al. (2009) gehen von sechs verschiedenen Ausbreitungstypen aus: vier davon (*leading-edge dispersal*, *corridor*, *jump dispersal* und *extreme long-distance dispersal*) können sowohl auf „natürliche“ Weise (d.h. ohne Menschen) als auch mit menschlicher Unterstützung erfolgen. Zwei weitere Typen (*mass dispersal* und *cultivation*) stellen anthropogene Ausbreitungstypen dar. Einen qualitativen Unterschied heutiger vom Menschen verursachter Ausbreitungen sehen die Autoren darin, dass die meisten „biologischen Invasionen“ das Resultat mehrfacher Einführungen von verschiedenen Quellen zu mehreren Orten darstellen: „Recent evidence from genetic studies combined with historical introduction records has shown that most biological invasions are the result of multiple introductions from

⁶ Das Wildschwein (*Sus scrofa*) zählt heute zu den „100 of the World's Worst Invasive Alien Species“ (Global Invasive Species Database 2017).

multiple sources to multiple locations, in contrast to dispersal and spread through natural processes.” (p. 142/143)

Machen die tatsächlichen Unterschiede hinsichtlich der Ausbreitungstypen eine eigene Wissenschaftsdisziplin notwendig? Wilson et al. (2009) sind der Auffassung, dass das biogeographische Konzept von „biologischen Invasionen“ (*biological invasions*) als „*human-mediated extra-range dispersal*“ getrennt werden sollte von Betrachtungen über ökologische Dominanz oder Schädlings-Status. Eine biogeographische und ökologische Sichtweise kommt ohne die Notwendigkeit einer eigenen Wissenschaftsdisziplin „Invasionsbiologie“ aus. Die von vielen Invasionsbiologen ins Spiel gebrachte besondere Gefährlichkeit gegenwärtiger biologischer Invasionen ist eben kein Argument für eine separate Disziplin: Bereits vor dem Aufkommen der Invasionsbiologie wurden z.B. über Vorratsschädlinge oder Schädlinge in der Land- und Forstwirtschaft geforscht und diese wurden bekämpft, unabhängig davon, ob sie einheimisch waren oder von weit her eingeschleppt wurden. Ähnliches gilt für Krankheitserreger wie etwa Pestbakterien.

Die Abspaltung der „Invasionsbiologie“ von der traditionellen ökologischen Forschung wurde wiederholt kritisiert (z.B. Davis et al. 2001), ebenso der Mangel an einer konzeptionellen Basis für das Studium „invasiver Arten“ (z.B. Sagoff 2005). Zahlreiche Autoren (Davis et al. 2011; Valéry et al. 2013; Thompson 2014) plädierten deshalb für ein Ende der „Invasionsbiologie“. Dabei gibt es durchaus interessante Fragestellungen, die alle Arten unabhängig von ihrer Herkunft betreffen: wie sich Arten ausbreiten oder ausgebreitet werden, welche Habitats (auch anthropogene) sie besiedeln, wie Populationsstrukturen sich verändern, wie neue Arten entstehen, welche Rolle „neue“ Arten in Ökosystemen spielen. Um diese Fragen zu beantworten braucht es jedoch keine spezielle „Invasionsbiologie“. All diese Fragen wurden und werden auch von anderen Wissenschaftsdisziplinen bearbeitet, wie z.B. der Populationsökologie, der Evolutionsbiologie, der Biogeographie, der Mikrobiologie, der Epidemiologie.

Auch wenn es tatsächlich einige Unterschiede hinsichtlich der Bedeutung von verschiedenen Ausbreitungstypen im Verlauf der Menschheitsgeschichte gibt, bleibt doch die Frage, wie man die Stellung des Menschen in der Natur sieht. Es ist im Grunde unerheblich, ob anthropozentrische Invasionsbiologen die Existenz des Menschen generell, die neolithische Revolution⁷, den Beginn der historischen Zeit oder das Jahr 1492, den Beginn der kolonialen Eroberung Amerikas, als wesentlichen Einschnitt betrachten, um anthropogene „Invasionen“ von früheren Ausbreitungs- und Besiedelungsprozessen abzugrenzen. Die Argumentation ist in jedem Fall gleich: die anthropogene Ausbreitung wird einer „natürlichen“ Ausbreitung entgegengestellt und als „unnatürlich“ bewertet, so als sei der Mensch nicht Teil der Natur.⁸

⁷ Der Botaniker Webb (1985) ist der Auffassung, dass der Mensch als Jäger und Sammler noch Teil der Natur war, dass jedoch mit dem Beginn der Tierhaltung und des Ackerbaus eine grundlegende Änderung eintrat: „*While he was still a hunter or food-gatherer he may well have shifted some seeds from one place to another, but only in the same manner as a bear or an ape. But as soon as he began to herd flocks and to till the ground his impact on plant-geography suddenly increased enormously, and he ceased to be in any ordinary sense a part of nature but became a phenomenon sui generis.*“ (p. 231) Pflanzen der britischen Flora werden nur dann als einheimisch (*native*) betrachtet, wenn sie vor dem Beginn der neolithischen Periode angekommen sind oder seither gänzlich unabhängig von menschlicher Aktivität die Britischen Inseln erreichten.

⁸ Der Mensch ist ein Teil der Natur, wenn auch ein besonderer. Er konsumiert nicht in gleicher Weise wie ein Tier, sondern wirkt durch seine Werkzeuge und Techniken auf die Natur ein und verändert diese in spezifischer Weise. Dies gilt auch bereits für vorneolithische Jäger- und Sammlergesellschaften.

Von manchen „Invasionsbiologen“ und Naturschützern wird zwar der prähistorische Mensch als Teil der Natur betrachtet, der historische Mensch dagegen nicht mehr. Doch die Vorstellung, dass prähistorische Menschen generell „im Einklang mit der Natur“ lebten und keine Arten zum Aussterben brachten, ist revisionsbedürftig (Diamond 1986; Milberg & Tyrberg 1993). Es zeigt sich, dass gerade dort, wo auch heute eingeführte Arten tatsächlich eine wesentliche Ursache für das Artensterben sind, prähistorische Menschen und deren eingeschleppte Arten eine ähnliche Rolle schon vor Jahrhunderten und Jahrtausenden spielten. Dies betrifft in erster Linie pazifische Inseln und vor allem Vogelarten. So wurden z.B. auf den pazifischen Inseln Rota und Hawaii ca. 50% der einheimischen Vogelarten bereits durch prähistorische Menschen ausgerottet (Steadman 1995).

2) Die „Invasionsbiologie“ basiert auf dem Konzept der „biotischen Ursprünglichkeit“, dem anthropozentrischen Gegensatz von „einheimisch“ und „nichteinheimisch“.

In der ökologischen Literatur wurde der Begriff „invasiv“ schon vor der Herausbildung der „Invasionsbiologie“ benutzt: im Sinne von rascher Ausbreitung oder schlicht der Besiedlung eines neuen Habitats, unabhängig davon, ob es sich um „einheimische“ oder „nichteinheimische“ Arten handelte (Davis 2006). Auch die Frage der „Invasibilität“ (*invasibility*) von Lebensgemeinschaften (*communities*) wurde und wird untersucht – unabhängig von der Herkunft der Arten (z.B. Davis & Pelsor 2001; Thompson et al. 2001; Davis et al. 2005; Carey et al. 2012). Andere Autoren unterscheiden zwischen Begriffen wie *colonization*, *immigration* und *invasion*, sprechen sich aber gegen die Verwendung anthropomorpher Termini wie *aliens* und *weeds* in der ökologischen Literatur aus (z.B. Bazzaz 1986).

Manche Paläoökologen und Evolutionsbiologen benutzen den Begriff der „biologischen Invasion“ sowohl für natürliche (z.B. postglaziale) Invasionen als auch für anthropogene Ausbreitungsprozesse (Petit 2004; Petit et al. 2004). Wenn im Folgenden von „Invasionsbiologie“ die Rede ist, ist in der Regel die Richtung gemeint, die lediglich anthropogene Ausbreitungsprozesse betrachtet.

Neben der Frage, was „natürlich“ und was „nicht natürlich“ ist (gemeint sind alle Prozesse, bei denen der Mensch eine Rolle spielt), ist der Gegensatz zwischen „einheimisch“ (*native*) und „nichteinheimisch“ (*non-native*) bzw. „fremd“ (*alien*) ein weiterer wesentlicher Gegensatz, den die Invasionsbiologie konstruiert. Das Konzept der „biotischen Ursprünglichkeit“ (*biotic nativeness*) hängt eng mit der Auffassung zusammen, dass jede Art ein „von Natur aus“ begrenztes Areal hat und außerhalb dieses „natürlichen“ Areals fremd ist.

Wo aber ist eine Art „einheimisch“? Dort wo sie im Verlauf der Evolution zuerst entstanden ist? Dort wo die Gattung zuerst entstanden ist? (So werden Neo-Endemiten wie z.B. in Europa entstandene *Oenothera*-Sippen oder hybridogen in Nordamerika entstandene *Tamarix*-Sippen⁹ als „nichteinheimisch“ betrachtet; Pyšek et al. 2004). Dort wo die Art ausschließlich ohne menschliche Hilfe hingekommen ist (was sich in vielen Fällen schwer nachweisen lässt)? Werden nur die Arten oder Genotypen als „einheimisch“ betrachtet, die sich nie mit anderen (mit menschlicher Hilfe angekommenen) Genotypen vermischt haben? Gelten diejenigen als „einheimisch“, die seit mehr als zwei (oder fünf, oder zehn) Generationen in einem Gebiet leben und sich dort ohne menschliche Einmischung vermehren? Gilt eine feste Jahreszahl für die Einstufung als „einheimisch“ (das Jahr 1492 ist für Ausbreitungen innerhalb Eurasiens willkürlich)? Dürfen die Arten nur über den Landweg

⁹ Zur Entstehung von *Tamarix*-Hybriden in Nordamerika siehe Gaskin & Schaal 2002 sowie Gaskin & Kazmer 2009.

gekommen sein, um nicht als „fremd“ zu gelten? So gilt z.B. in Britannien die Trennung vom europäischen Festland durch den Ärmelkanal für Ellis (1993; zitiert nach Selge et al. 2011) als entscheidendes Kriterium für die Einstufung einer Art als „einheimisch“. Und was ist mit den Arten, deren Herkunft unklar ist (*cryptogenic species*; Carlton 1996) oder den Arten, die erst als menschliche Kulturbegleiter entstanden sind (*Indigenophyta anthropogena*; Sukopp & Scholz 1997)?

Pyšek et al. (2004) schlagen vor, den Begriff der „Invasion“ bei Pflanzen auf die Situationen anzuwenden, bei denen die Verbreitung und die Häufigkeit der Pflanzen ein Resultat menschlicher Aktivitäten ist. Dementsprechend gelten nach dieser Sicht hybridogen entstandene Taxa, die einen „fremden“ Elternteil enthalten, ebenfalls als „nichteinheimisch“. Diese Auffassung wird von Petit (2004) als anthropozentrisch kritisiert; er vertritt eine biogeographische Sicht, die natürliche Arealerweiterungen einschließt.

Das Urteil, dass Arten als „nichteinheimisch“ angesehen werden, kann sehr viele Arten betreffen, je nachdem wie eng man das „einheimische“ Areal zieht, welche Kriterien man zugrunde legt und welche Zeiträume man betrachtet. So gilt z.B. der Berg-Ahorn (*Acer pseudoplatanus*) in Berlin als Neophyt¹⁰ (Seitz et al. 2012), in anderen Gebieten Deutschlands als einheimisch. Der Berg-Ahorn wächst nicht nur in naturnahen Wäldern, sondern vielerorts spontan auf Aufschüttungsböden und Parkanlagen und kann dort zusammen mit anderen Baumarten Waldbestände aufbauen (z.B. Passarge 1990; Bornkamm 2008). Der Spitz-Ahorn (*Acer platanoides*), ist eine weitere Waldbaumart, die in Europa vom Süden bis in die mittlere boreale Zone im Norden verbreitet ist. In den meisten Regionen, so z.B. in Schweden und Finnland, wo der Spitz-Ahorn wie in Mitteleuropa nach der letzten Eiszeit wieder eingewandert ist, gilt die Art als einheimisch (Sjöman et al. 2016; Hämet-Ahti et al. 1986). In manchen Regionen Deutschlands, z.B. in Sachsen, gilt der Spitz-Ahorn bei manchen Naturschützern jedoch als „nichteinheimisch“ und unerwünscht (Kowarik 2003, S. 197/198).

Nach Kowarik et al. (2013) besteht die Gehölzflora Berlins zu 67% aus „nichteinheimischen“ Arten. Seitz et al. (2012) sehen das noch etwas enger und zählen weitere Arten zu den „nicht-indigenen“ Neophyten, z.B. den oben erwähnten *Acer pseudoplatanus*. Hinzu kommt das Problem, dass die meisten der für Berlin als „indigen“ geführten Baumarten (z.B. *Alnus glutinosa*, *Betula pendula*, *Carpinus betulus*, *Fagus sylvatica*, *Fraxinus excelsior*, *Pinus sylvestris*, *Salix*-Arten) auch gepflanzt werden und sich von gepflanzten Bäumen ausgehend spontan ausbreiten. Außer der Samenausbreitung spielt auch der Pollenflug eine Rolle, wobei väterliche Gene über noch größere Distanzen ausgebreitet werden als die juvenilen Sporophyten (Petit 2004).

Das Beispiel der Ahorn-Arten *A. pseudoplatanus* und *A. platanoides* zeigt, wie eng man das Konzept der „biologischen Invasionen“ anwenden kann, wenn als weiteres Kriterium zum „natürlichen“ Verbreitungsareal der Art auch noch die Forderung erhoben wird, dass die Art bereits vor dem Jahr 1492 in einer spezifischen Region nachgewiesen sein muss und dass die Genotypen (bei den beiden Ahorn-Arten sind das Millionen in einem Gebiet, da sie sich reichlich aussamen und spontan aufwachsen) auch nicht aus „gebietsfremden“ Herkünften (z.B. von gepflanzten Exemplaren) abstammen dürfen. Hinzu kommt, dass in einer Reihe von Gattungen häufig Hybridisierungen vorkommen (z.B. in den Gattungen *Salix*, *Populus*, *Quercus*, *Ulmus*). Nach dem Ausschlussprinzip von Pyšek et al. (2004) gelten alle Sippen als „invasiv“, wenn ein Elternteil fremder Herkunft ist, z.B. *Populus x canescens*, eine

¹⁰ Als Neophyten werden in Mitteleuropa diejenigen etablierten Pflanzenarten bezeichnet die nach dem Jahr 1492 in ein Gebiet eingeführt wurden oder eingewandert sind, unabhängig davon, ob diese aus Amerika, aus Asien, aus Afrika, aus Südeuropa oder aus einer benachbarten Region stammen. In Nordamerika sind Neophyten dann entsprechend Arten aus Europa, Asien, Australien und Ozeanien oder Arten aus südlicheren Regionen Amerikas, die nach Norden wandern.

hybridogen entstandene Art aus der „einheimischen“ Zitter-Pappel (*Populus tremula*) und der „nichteinheimischen“ Silber-Pappel (*Populus alba*). Je enger man das Konzept der „invasiven Arten“ anwendet, umso weniger Arten bzw. Sippen bleiben übrig, denen man ohne Einschränkung eine biotische Ursprünglichkeit bescheinigt und ein „Heimatrecht“ zugesteht.

Eine Reihe von Pflanzen- und Tierarten erweitern seit der letzten Eiszeit in Europa ihr Areal. Hinzu kommt, dass sich Arealgrenzen aufgrund von Klimaveränderungen verschieben (Hampe & Petit 2005; Pompe et al. 2008; Gregory et al. 2009). Da Europa seit der letzten Eiszeit von Menschen besiedelt ist und heute dicht von Verkehrswegen durchzogen ist, lassen sich „natürliche“ Ausbreitungen nur schwer von anthropogenen trennen. Weil es heute in Europa kaum noch eine Pflanzenart gibt, die sich ausschließlich ohne menschliche Unterstützung ausbreitet, werden Pflanzenarten, die ihr Areal erweitern, zwangsläufig in ihrem neuen Areal als Neophyten gelistet. So hat sich zum Beispiel *Rumex confertus* im 19. und 20. Jahrhundert von Osteuropa nach Mitteleuropa ausgebreitet, entlang von Straßen und Eisenbahnlinien sowie durch Hydrochorie entlang von Flüssen (Trzcińska-Tacik 1963). Bei Gehölzen ist es mit dem Status besonders schwierig, da viele Baum- und Straucharten nicht nur unabsichtlich ausgebreitet werden, sondern auch gepflanzt werden. So gilt z.B. *Prunus mahaleb* in einigen Gebieten Bayerns als einheimisch (Schönfelder & Bresinsky 1990), in Berlin als Neophyt (Seitz et al. 2012).

Müller-Motzfeld (2000) stellte für die Käferfauna Deutschlands dar, dass sich die postglaziale Rückbesiedelung schwer von dem parallel laufenden Prozess der zunehmenden Urbanisierung trennen lässt. Der Goldlaufkäfer (*Carabus auratus*) hat von Westen kommend erst in der Mitte des 19. Jahrhunderts die Elbe nach Osten überschritten. Möglicherweise hat er dabei von Menschen gebaute Brücken benutzt? In den letzten Jahrzehnten hat sich in Deutschland die Wespenspinne (*Argiope bruennichi*) vom Süden nach Norden ausgebreitet. Nach Kowarik (2003) gilt sie deshalb im Norden als Neozoon.

Bei einigen Organismengruppen lassen sich allmähliche Arealerweiterungen nicht von punktuellen Neubesiedelungen unterscheiden (Streit 1991). Insbesondere bei Vögeln können aus Zugvögeln Standvögel werden. So haben sich nach Streit (1991, S. 216) seit etwa dem Jahr 1800 ungefähr 30 Vogelarten in Großbritannien als Standvögel niedergelassen.

Eine weitere Rolle spielen Hybridisierungen und Introgression. Palmé & Vendramin (2002) sammelten vermeintliche Wildpopulationen der Haselnuss (*Corylus avellana*) quer durch Europa. Auf der morphologischen Ebene waren keine Anzeichen von Introgression feststellbar. Anschließende molekulare Untersuchungen der Chloroplasten-DNA zeigten eine „Kontaminierung“ des wilden Genpools durch andere *Corylus*-Arten und Kultivare (zitiert nach Petit 2004). Eigentlich ist dies auch gar nicht verwunderlich, da Haseln bereits seit dem Mesolithicum als wichtige Nahrungsgrundlage von Menschen ausgebreitet wurden (Brown 1997; Küster 1998).

Wie aber soll der Genfluss zwischen Populationen, wie sollen Hybridisierungen und neue Artbildungsprozesse bewertet werden? „Invasionsbiologen“ und viele Naturschützer bewerten diese Prozesse als negativ und als Bedrohung der Biodiversität (z.B. Levin et al 1996; Bleeker et al. 2007; Richardson & Ricciardi 2013). Sie können jedoch auch als Voraussetzung für die Evolution sowie die Einpassung in sich veränderte Lebensumstände und biotische Konnekte verstanden werden (Petit 2004; Schlaepfer et al. 2011).¹¹

Petit et al. (2004) weisen in ihrem Artikel über frühere (natürliche) und heutige Bauminvasionen auf zwei zentrale genetische Paradoxe hin: Das erste Paradox ist die

¹¹ Zur Frage der introgressiven Hybridisation und Artbildung siehe z.B. Anderson (1949); Stebbins (1959); Lewontin & Birch 1966); Seehausen (2004).

Notwendigkeit der invasiven Arten sich an neue Bedingungen anzupassen, was schwer mit dem zu erwartenden Verlust an Diversität infolge des Gründereffekts in Einklang zu bringen ist. Das zweite Paradox ist die allgemeine Beobachtung (bzw. Behauptung, Anmerkung des Verfassers), dass invasive Arten oder Herkünfte einheimische Arten bzw. lokale Provenienzen auskonkurrieren, was nicht mit dem Glauben an die lokale Adaptation der einheimischen Genotypen zusammenpasst.

Der anthropozentrische Ansatz von „einheimisch“ und „fremd“ wurde wiederholt kritisiert und es wurden Vorschläge gemacht, die Invasionsökologie bzw. -biologie als Bestandteil der Ökologie und Evolutionsbiologie zu betrachten (Vermeij 1996; Davis et al. 2001; Petit 2004). Davis et al. (2011) fordern in einem Artikel in „Nature“, dass man Arten nicht nach ihrer Herkunft beurteilen sollte, sondern nach ihren tatsächlichen ökologischen Funktionen und möglichem Nutzen (oder Schaden) für die Biodiversität, die menschliche Gesundheit, ihren ökologische Leistungen und ihrer Bedeutung für die Ökonomie. Simberloff (2011a) antwortete in einer Replik, die von 140 weiteren „Invasionsbiologen“ unterzeichnet wurde, dass die meisten Naturschützer und Ökologen nicht *per se* gegen „nichteinheimische“ Arten (*non-native species*) wären, sondern nur gegen die Arten, welche die Konvention über die Biologische Vielfalt als Bedrohung ansieht. Es ist jedoch davon auszugehen, dass gerade „Invasionsbiologen“ maßgeblich verantwortlich waren, dass bestimmte Arten auf die Gefahrenlisten der „schlimmsten invasiven fremden Arten“ gesetzt wurden: weltweit: „100 of the World's Worst Invasive Alien Species“ (Lowe et al. 2000; Global Invasive Species Database 2017), europaweit „*Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe*“ (DAISIE; siehe auch Vilà et al. 2010 und European Network on Invasive Alien Species (NOBANIS). Auch in einzelnen Ländern gibt es „Schwarze Listen“ oder es wurde deren Aufstellung gefordert (Weber et al. 2005; Böhmer 2008; Essl et al. 2008; Hulme et al. 2009).

Bis zum Jahr 2009 hatte die Mehrheit der Signaturstaaten der CBD Maßnahmen gegen „*invasive alien species*“ ergriffen (Butchart et al. 2010). In den USA wurde mit der Executive Order 13112 vom 03.02.1999 eine entsprechende Regelung getroffen. Die EU hat inzwischen eine Verordnung über die Prävention und das Management der Einbringung und Ausbreitung invasiver gebietsfremder Arten erlassen (Verordnung Nr. 1143/2014 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 22. Oktober 2014; siehe auch Nehring 2016)¹².

Fall (2013) stellt dar, wie sich seit der Ratifikation der *Convention on Biological Diversity* (CBD) ein Anliegen, das ein gemeinsames Welterbe betrifft, sich zu einer nationalen Angelegenheit entwickelt hat, die an alte Ideen der Verbindung von Nation, Natur und Identität wieder anknüpft. Das Konzept der biotischen Ursprünglichkeit (*biotic nativeness*) wurde von Chew & Hamilton (2011) einer grundsätzlichen Kritik unterzogen. Sie zeigen den historischen Bezug zu den verschiedenen Rechtsvorstellungen auf, wo das Recht des Bodens (*jus solis*) dem Recht der Blutsverwandtschaft (*jus sanguinis*) gegenübersteht. Sie finden das Label „*native*“ uninformativ und sogar irreführend. Sie kommen zu dem Schluss, dass das Konzept der „*nativeness*“ ein lebendes Fossil einer altmodischen Phytogeographie ist, die in der Blütezeit der Amateur-Naturgeschichte entstanden ist: „*Nativeness is a living fossil of an outmoded phytogeography, conceived during the heyday of amateur natural history while a young Darwin explored South America, and fully elaborated before he described natural*

¹² Das wichtigste Instrument der neuen Verordnung ist nach Jessel (in Nehring 2016, S. 5) eine rechtsverbindliche „Liste invasiver gebietsfremder Arten von unionsweiter Bedeutung“, die für die gelisteten Arten ein Verbot von Einfuhr, Haltung, Zucht, Transport, Erwerb, Verwendung, Tausch und Freisetzung festlegt. Unter den gelisteten Pflanzenarten findet sich auch die Gelbe Scheinkalla (*Lysichoton americanus*), einst eine besondere Attraktion Botanischer Gärten. Als Maßnahmen gegen bereits etablierte Vorkommen von *L. americanus* werden genannt „Ausgraben, Ausreißen, Abschneiden der Kolben“ (Nehring 2016, S. 44).

selection. Nativeness senesced with creationism before ecology or genetics or much else that constitutes modern biology even began, and none of those developments offer to reinvigorate it“ (Chew & Hamilton 2011, p. 45).

Aus der Sicht der Pflanzen und Tiere stellt sich die Frage nach der *nativeness* nicht. Sie sind dort „heimisch“ wo sie leben und sich fortpflanzen können. Migration, Arealerweiterung, Introgression und Hybridisierungen sind natürliche Prozesse. Alle Arten sind entweder einmal eingewandert oder haben sich ausgehend von Einwandererpopulationen im Laufe der Evolution entwickelt.

Die „Invasionsbiologie“ beruht auf einem Paradox: zum einen wird der Mensch aus der Betrachtung ausgeschlossen, indem die Handlungen des Menschen als unnatürlich betrachtet werden, die zur Ausbreitung von Organismen und deren Vermehrung beitragen; zum anderen wird eine anthropozentrische Haltung eingenommen und über Pflanzen und Tiere geurteilt, wo diese „hingehören“ und wo nicht. Gomez-Pompa & Kaus (1992) kritisieren die Vorstellung, dass die Natur nur perfekt ist ohne menschlichen Einfluss, vor allem auch im Hinblick auf die Rolle der indigenen Bevölkerung in Amerika, die häufig von Naturschützern als Faktor der Landschaftsentwicklung ausgeblendet wurde.

Es ist schon eine Ironie der Geschichte, wenn die Nachkommen europäischer Kolonialisten, die die *Native Americans* zum Großteil vernichtet und z.B. in Nordamerika deren Prärien in Mais- und Weizenäcker verwandelt haben, nunmehr europäische Pflanzen wie den Glatthafer (*Arrhenatherum elatius*) oder die Dachtrespe (*Bromus tectorum*) ausrotten wollen, um die verbliebenen Reste der nordamerikanischen Prärie vor diesen „aggressiven Eindringlingen“ zu schützen.

3) Die Vielzahl der Definition von „invasiven“ Arten ist verwirrend und die Argumentation ist oft inkonsistent.

Sucht man nach Definitionen von „invasiven“ Arten, so schreibt z.B. Kowarik in seinem Buch „Biologische Invasionen“: „Aus der Perspektive der Naturwissenschaft sind alle Arten ‚invasiv‘, die in einem Gebiet nichteinheimisch sind und sich dort vermehren und ausbreiten (Kowarik 1995a, Rejmánek 1995) (Kowarik 2010, S. 19).

Simberloff, der Herausgeber der seit 1999 existierenden Zeitschrift „Biological Invasions“, definiert den Begriff *invasive* etwas abweichend von Kowarik: „*coming from elsewhere and establishing in natural or semi-natural habitats, but not necessarily having an impact*“ (Simberloff 2011b, p. 1257). Der Unterschied zu Kowariks Definition besteht darin, dass die jeweiligen Arten nur als „invasiv“ bezeichnet werden, wenn sie sich in natürlichen und halbnatürlichen Habitaten etablieren. Anthropogene Habitate (Äcker, Forsten, die meisten urbanen Habitate) wären nach dieser Definition ausgeschlossen. Eine Wirkung (*impact*) der Arten ist bei beiden Definitionen jedoch nicht Voraussetzung, um zu den „invasiven“ Arten gerechnet zu werden.

Die IUCN definiert „*invasive alien species*“ noch enger als Simberloff. Als weitere Kriterien werden genannt, dass die Art Änderungen in natürlichen und halbnatürlichen Ökosystemen verursacht und die „einheimische“ Biodiversität gefährdet: „*an alien species which becomes established in natural or semi-natural ecosystems or habitat, is an agent of change, and threatens native biological diversity*“ (IUCN 2000; zitiert nach Baillie et al. 2004, p. 92).

Außer diesen drei Definitionen gibt es noch eine Reihe weiterer Definitionen von „invasiven“ Arten (siehe z.B. NISC 2001; Heger & Trepl 2008; Blackburn et al. 2011; Heger et al. 2013), die in der Regel davon ausgehen, dass es sich bei „invasiven“ Arten um „fremde“ Arten handelt. Eine „neutrale“ Terminologie schlagen Colautti & MacIsaac (2004) vor; sie

bevorzugen den Begriff *propagule pressure*, verlassen aber das Schema der Unterscheidung zwischen *nonindigenous species* und *native species* nicht (siehe auch Colautti et al. 2006).

Innerhalb der Gemeinschaft der „Invasionsbiologen“ gibt es zwar Unterschiede hinsichtlich der Definition von „invasiven“ Arten und auch unterschiedliche Vorstellungen über die notwendige Härte des Vorgehens gegen „nichteinheimische“ Sippen. Sie schöpfen jedoch gerne aus denselben Quellen und führen „Argumente“ gegen „invasive“ Arten und fremde Herkünfte an, auch wenn diese nicht unbedingt mit ihrer eigenen Definition von „invasiv“ übereinstimmen (weitere Ausführungen dazu in These 7 über die ökonomischen Kosten „invasiver“ Arten). Es sind vor allem vier Stereotype, die meist bereits in den einleitenden Sätzen ihrer Publikationen immer wieder verbreitet werden: „invasive“ Arten sind eine der größten Bedrohungen der biologischen Vielfalt, „invasive“ Arten homogenisieren die Floren und Faunen und zerstören so die Identität und Integrität von Lebensgemeinschaften, „invasive“ Arten schädigen Ökosysteme, „invasive“ Arten verursachen einen großen ökonomischen Schaden. Auf diese Behauptungen soll im Folgenden näher eingegangen werden.

4) Die Orientierung auf die Abwehr der „invasiven fremden“ Arten hängt mit einem beschränkten Verständnis von Naturschutz zusammen, bei dem Naturschutz reduziert wird auf die Erhaltung der „biologischen Diversität“ und speziell der „einheimischen“ Diversität.

Es gab eine Zeit, da wurden Tiere generell in Nützlinge und Schädlinge eingeteilt. So galten z.B. die meisten Singvögel als „Nützlinge“, Rabenvögel hingegen als „Schädlinge“. Viele wildwachsende Pflanzen wurden als „Unkraut“ betrachtet und bekämpft – auch außerhalb von landwirtschaftlichen und gartenbaulichen Kulturen.

Eine Zeitlang schien es so, als wäre zumindest im Naturschutz die alte Trennung in „Nützlinge“ und „Schädlinge“, in „gute“ und „schlechte“ Arten überwunden.¹³ Mit der „Invasionsbiologie“ lebte jedoch die alte Trennung wieder auf, diesmal entlang der Demarkationslinie zwischen „einheimisch“ und „nichteinheimisch“. So fordern z.B. Patten & Erickson (2001), dass alle „nichteinheimischen“ Arten als Plagen (*scourges*) betrachtet werden sollen. Sie stellen die Null-Hypothese auf, dass alle „exotischen“ Arten einen negativen Effekt auf die „heimischen“ (*native*) Ökosysteme haben. Konsequenterweise wird der Schutz der Biodiversität nur auf die „einheimische“ Biodiversität beschränkt („*All organisms naturalized by humans purposely or not, do not and cannot add to biodiversity*“, p. 817). Auch Ruesink et al. (1995) stellen „nichteinheimische“ Arten unter Generalverdacht; so lautet der Untertitel ihrer Publikation: „*Guilty until proven innocent*“. „Nichteinheimische“ Arten werden ihrerseits selbst als Bedrohung der biologischen Vielfalt (Biodiversität) dargestellt. Im Kreis der „Invasionsbiologen“ gibt es auch welche, die zugestehen, dass „nichteinheimische“ Arten auch positive Effekte haben können, sie gehen jedoch davon aus, dass die negativen Effekte gegenüber den positiven Effekten überwiegen (z.B. Vitule et al. 2012).

Das Konzept der „Biodiversität“, wie es z.B. von Sala et al. (2000) definiert wird, schließt eingeführte Arten explizit aus: „*In our definition of biodiversity, we include all terrestrial and freshwater organisms - including plants, animals, and microbes - at scales ranging from genetic diversity within populations, to species diversity, to community diversity across landscapes. Our definition excludes exotic organisms that have been introduced and*

¹³ In jüngerer Zeit werden insbesondere Corviden wieder stärker als „Schadvögel“ bejagt (siehe z.B. Mäck 2006).

communities such as agricultural fields that are maintained by regular human intervention” (p. 1770).

Das Beispiel des Eichhörnchens (*red squirrel*; *Sciurus vulgaris*) in Schottland zeigt, wie aus einem „Schädling“ eine bedrohte einheimische Art wurde. Nach Smout (2014) war das Eichhörnchen bis zum 19. Jahrhundert in Schottland beinahe ausgestorben bis auf eine überlebende lokale Population. Wiedereinführungen des (europäischen) Eichhörnchens nach Britannien waren sehr erfolgreich. Das *red squirrel* (*Sciurus vulgaris*) vermehrte sich und breitete sich etwa ab 1900 stark aus. Die Art wurde nun als *pest* angesehen, die die Schottische Forstwirtschaft bedroht. Es bildeten sich *squirrel clubs*, die das Eichhörnchen bekämpften. So wurden z.B. von 1913 bis 1925 von den *Highland squirrel clubs* 76.000 Eichhörnchen getötet (zitiert nach Theodoropoulos 2003, p. 94). Etwa ab 1960 tauschte das *red squirrel* seinen Status als wiedereingeführte *pest* in ein charismatisches Tier, das nun durch eine fremde Art, dem aus Nordamerika stammenden *grey squirrel* (*Sciurus carolinensis*) bedroht wird (Smout 2014).

S. carolinensis wurde in Großbritannien mehrfach zwischen 1876 und 1929 eingeführt und breitete sich über große Teile von England und Wales bis zum südlichen Schottland aus (Sandro 2008). Die beiden Eichhörnchen-Arten sind inzwischen in der invasionsbiologischen Literatur zu einem Musterbeispiel für die Verdrängung einer „einheimischen“ Art durch eine „invasive“ Art geworden. *S. carolinensis* steht nun auf der Liste der „100 of the World's Worst Invasive Alien Species“ (Global Invasive Species Database 2017). Nach Reichholf (1996) hat *S. carolinensis* *S. vulgaris* weitgehend aus den Laubwaldgebieten und Städten des südlichen und mittleren England verdrängt, nicht jedoch aus den Nadelwaldregionen im Norden und dem Bergland. Bei der Verdrängung von *S. vulgaris* durch *S. carolinensis* spielt neben Nahrungskonkurrenz auch die Ausbreitung des *Squirrel poxvirus* (SQPV) eine Rolle (Rushton et al. 2006; Sandro 2008; Sainsbury et al. 2008). *S. carolinensis* wird in Großbritannien in der Forstwirtschaft u.a. mit Fallen und Giftködern (Wirkstoff Warfarin) bekämpft (Pepper 1990). Die Gründe für die Bekämpfung sind die gleichen wie früher bei *S. vulgaris*. Die beiden Eichhörnchen-Arten beißen bei Nahrungsmangel die Baumrinde vor allem von Laubbäumen auf, ein Verhalten das auch andere Hörnchen-Arten zeigen (z.B. Kuo 1982), unabhängig davon ob sie im jeweiligen Gebiet „einheimisch“ oder „nichteinheimisch“ sind.

Dass sich die Verhältnisse auch ändern können, zeigt eine Studie aus Irland. Dort ist in einer Region die Population von *S. carolinensis* durch den wieder häufiger gewordenen Baumarder (*Martes martes*) dezimiert worden. Gleichzeitig nahm die Population von *S. vulgaris* nach 30 Jahren wieder zu (Sheehy & Lawton 2014).

Wir haben oben bereits gesehen, dass alle „nichteinheimischen“ Arten als Plagen betrachtet werden sollen. Seit Ende der 1990er Jahre werden „invasive“ Arten von vielen Autoren weltweit als zweithäufigste Ursache für den Verlust der biologischen Vielfalt angesehen (Bright 1998; Kowarik 2003; Meyerson & Reaser 2003), wobei die biologische Vielfalt dabei implizit eingeschränkt wird auf die „heimische“ Vielfalt (z.B. Clarkson et al. 2007).

Die Behauptung, dass global Bioinvasionen an zweiter Stelle für das Artensterben verantwortlich sind (*„As a global threat of extinction, bioinvasion may already rank just behind ‚habitat loss‘ – a much more general category that can be taken to include almost any kind of physical disruption.“*; Bright 1998, p. 21) geht zurück auf eine Arbeit aus den USA (Wilcove et al. 1998), in der für die USA gesagt wurde, dass 49% der bedrohten und gefährdeten Arten durch „invasive fremde“ Arten bedroht sind. Diese Publikation von Wilcove et al. (1998) wurde inzwischen sehr häufig in der invasionsbiologischen Literatur zitiert (Google Scholar listete am 28.02.2017 2817 Zitationen auf).

Analysiert man die Arbeit von Wilcove et al. (1998) genauer, so zeigt sich, dass von den 1880 betrachteten Arten (davon 1055 Pflanzen, 494 Vertebraten und 331 Invertebraten), für die Daten über mögliche Gefährdungen vorlagen, Mehrfachnennungen ohne Gewichtung der Ursachen möglich waren. Die Reihenfolge der Gefährdungsursachen war folgende: Habitat/degradation/loss 85%, Alien species 49%, Pollution 24%, Overexploitation 17%, Disease 3%. Speziell für Pflanzen wurden als Gefährdungsursachen genannt: Habitat/degradation/loss 81%, Alien species 57%, Pollution 7%, Overexploitation 10%, Disease 1% (Wilcove et al. 1998; p. 608).

Eine frühere Studie über gefährdete Pflanzen in den USA, die Gefährdungsursachen gewichtete, kam zu dem Schluss, dass 6,1% der Pflanzen primär durch *exotics* gefährdet sind (Schemske et al. 1994, p. 593). Wie ist diese große Diskrepanz der Aussagen zur Gefährdung bei Pflanzen (57% gegenüber 6,1%) zu erklären? Eine Ursache für diese Diskrepanz dürfte sein, dass das Auftreten von „fremden“ Arten häufig die Folge von Habitatveränderungen ist. Es handelt sich damit bestenfalls um eine Koinzidenz und nicht um eine primäre Ursache für die Gefährdung.

Gurevitch und Padilla (2004) wiesen nach, dass von den weltweit 18.318 Arten der Roten Liste der IUCN (2000) nur für 911 Arten (ca. 5%) „fremde“ Arten als Ursache für den Rückgang verantwortlich sind. Dabei werden als Ursachen von der IUCN angegeben: Indirekte Effekte wie Habitatveränderung (172 Fälle), Herbivorie bzw. Prädation (161 Fälle), Konkurrenz durch *aliens* (137 Fälle; diese betreffen 100 Pflanzen- und 37 Tierarten), fremde Pathogene und Parasiten (58 Fälle); für die restlichen Arten wurde keine genauere Ursache genannt. Von den gefährdeten Pflanzenarten sind nach dieser Auswertung weltweit also lediglich 100 Arten durch die Konkurrenz „fremder“ Arten bedroht. Demgegenüber stehen 521 Pflanzenarten, die durch Beweidung mit Haustieren beeinträchtigt sind.

Dies zeigt, dass die Rolle der „invasiven“ Arten als Ursache für den Verlust der Biodiversität von Invasionsbiologen und vielen Naturschützern¹⁴ stark übertrieben wird. Die meisten Fälle, bei denen eingeführte Arten als Hauptursache für das Artensterben eine Rolle spielen,

¹⁴ So findet man z.B. auch beim NABU, der größten deutschen Naturschutzorganisation folgende Stereotype: „*Invasive Arten eindämmen – Neue EU-Verordnung regelt Kontrolle und Bekämpfung der Neubürger: Invasive Arten sind global eine der größten Bedrohungen der biologischen Vielfalt. Nun wurde eine lang überfällige Verordnung zur Kontrolle, Eindämmung und Bekämpfung dieser Arten beschlossen, die zum Beispiel einheimische Arten aus ihrem Lebensraum verdrängen können.*“ (<https://www.nabu.de/news/2014/04/16734.html>; aufgerufen am 03.03.2016)

Auf der CBD-Homepage ist Folgendes zu lesen: „*Uninvited company – Alien species that become invasive are considered to be main direct drivers of biodiversity loss across the globe. In addition, alien species have been estimated to cost our economies hundreds of billions of dollars each year.*“ (<https://www.cbd.int/invasive/>; aufgerufen am 05.03.2016)

Auch staatliche Stellen verbreiten stereotype Behauptungen wie diese: „*Weltweit stellt das Vordringen gebietsfremder Tier- und Pflanzenarten nach dem Verlust von Lebensräumen die zweitgrößte Bedrohung für die biologische Vielfalt dar. Diese ‚neuen Arten‘ (Neobiota) können einheimische Arten verdrängen oder sogar ausrotten, die Struktur und Funktion von Ökosystemen nachhaltig beeinträchtigen sowie schwere wirtschaftliche und gesundheitliche Schäden verursachen. Laut Studien, die in den USA und Indien durchgeführt wurden, liegen die wirtschaftlichen Kosten verursacht durch gebietsfremde Arten in diesen Ländern bei 130 Milliarden Dollar jährlich.*“ So zu lesen auf der Homepage des österreichischen Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft; https://www.bmlfuw.gv.at/umwelt/naturartenschutz/biologische_vielfalt/gebietsfremde_arten/gebietsfremde_arten.html; aufgerufen am 11.12.2016.

betreffen Inseln im Pazifik. Dort sind es in erster Linie Prädatoren, die ihre Beutepopulationen bis zum Aussterben auffressen. So sind durch die um 1950 vom US-Militär nach Guam eingeschleppte *Boiga irregularis* (brown tree snake) bis 1996 9 von 12 Waldvogelarten auf der nur 541 km² großen mikronesischen Insel ausgestorben (Rodda et al. 1997).

Es sind jedoch bisher keine Fälle dokumentiert, bei denen ausschließlich Konkurrenzausschluss durch eine eingeführte Art als Ursache für das Aussterben einer Art verantwortlich ist. Nach Nordamerika wurden in den letzten 400 Jahren mehr als 4000 Pflanzenarten eingeführt, die in unterschiedlichem Grade etabliert sind. Dies sind inzwischen 20% der Gefäßpflanzenflora Nordamerikas. Bisher gibt es keinen einzigen Nachweis, dass durch Konkurrenz in Nordamerika eine Pflanzenart ausgestorben wäre (Davis 2003). Auch für Vögel gibt es kein Beispiel von Aussterben durch Konkurrenzausschluss für Nordamerika. Alle sechs in den letzten 150 Jahren in Nordamerika ausgestorbenen Vogelarten sind durch Überjagung und/oder Habitatverlust ausgestorben (Davis 2003).

Neben Inseln gelten Süßwasserseen, z.B. der Viktoriasee in Afrika (Kaufmann 1992), als Ökosysteme, in denen „invasive“ Arten eine Hauptursache für das Aussterben von Arten darstellen sollen. Das Beispiel des Nilbarsches (*Lates niloticus*), der in der Invasionsliteratur als Musterbeispiel für die Bedrohung der indigenen Fischfauna gilt, zeigt, dass „invasive“ Arten selten alleine verantwortlich sind für den Verlust der Biodiversität. Der Nilbarsch wurde in den Viktoria-See in Afrika in den 1960er Jahren eingeführt: Er soll dort für die Ausrottung der Cichliden verantwortlich sein. Gurevitch und Padilla (2004) berichten, dass der Rückgang der Cichliden im Viktoriasee bereits in den 1920er Jahren begann, parallel zum Bau von Eisenbahnen, Erosion und Küstenzerstörung. Die Urbanisierung während der 1970er Jahre erhöhte die Eutrophierung und verminderte die Sichttiefe im See von 8m auf 1,5m. Der zunehmende Nährstoffeintrag führte zu Sauerstoffmangel und Fischsterben. Die Eutrophierung förderte auch die Wasserhyazinthe (*Eichhornia crassipes*), eine weitere „invasive“ Art, die die Aufzuchtgebiete für die Cichliden beeinträchtigt. Allein die Beseitigung der „invasiven“ Arten würde jedoch das Problem der veränderten Landnutzung und der Nährstoffanreicherung im See nicht lösen. Durch die Trübung des Wassers wird die Partnerfindung der Cichliden beeinträchtigt, wodurch die sexuelle Selektion und reproduktive Isolierung eingeschränkt und in der Folge die Diversität vermindert wird (Seehausen et al. 1997).

Die Vielzahl der inzwischen publizierten Arbeiten zu „invasiven“ Arten beginnt gewöhnlich so: *“Invasive non-native pest plants can change ecosystem processes, contribute to the loss of native plants and animals, and reduce the economic and aesthetic value of native ecosystems (e.g. Vitousek 1990; Anon. 1993; Mack & D’Antonio 1998)”* (Wilson & Clark 2001, p. 129). In der hier zitierten Arbeit geht es um Glatthafer (*Arrhenatherum elatius*), einer „invasiven“ Art in der Nordamerikanischen Prärie, die in einem fünfjährigen Versuch durch Mahd kontrolliert wurde. Auch in Mitteleuropa gilt der Glatthafer vielerorts als Neophyt (z.B. Seitz et al. 2012). Er ist dort seit einigen Jahrhunderten eine charakteristische und meist auch dominierende Art von Frischwiesen-Gesellschaften, die einst als Heuwiesen das Landschaftsbild prägten. Heute sind diese einst bei Landwirten und Naturliebhabern geschätzten Heuwiesen in starkem Rückgang, weil ihr Futterwert für die jetzt vorherrschenden Hochleistungskühe zu gering ist.

Während der Glatthafer in Nordamerika angeblich den ökonomischen und ästhetischen Wert der „heimischen“ Prärie beeinträchtigt, sind es umgekehrt Prärie-Pflanzen, denen nachgesagt wird, dass sie „heimische“ Ökosysteme in Europa bedrohen. So beginnt die Einleitung einer Arbeit über *Solidago gigantea*, einer nordamerikanischen Goldruten-Art folgendermaßen: *„Plant invasions are a significant component of global change with far-reaching consequences for the invaded communities (D’Antonio & Vitousek, 1992; Vitousek et al.,*

1997; Rejmánek et al., 2002). ... *Some of these non-indigenous species have the potential to establish and spread rapidly in the new environment and to alter native plant communities by outcompeting native taxa, thus reducing local biodiversity*” (Jakobs et al. 2004, p. 11). An dieser Arbeit ist interessant, dass sich nordamerikanische und europäische Populationen von *Solidago gigantea* in einigen Populationsmerkmalen (z.B. Sprossdichte, Sprosshöhe, Anzahl der Rhizome pro Pflanze, Rhizomlänge) unterscheiden. Ein Nachweis, dass die lokale Biodiversität in Europa infolge einer Konkurrenzverdrängung durch *Solidago gigantea* reduziert wird, wird in der Arbeit nicht erbracht.

Nach DAISIE gibt es in Europa mehr als 11.000 Arten, die nach Europa eindringen („11,000 alien species invade Europe“). Von einigen „Invasionsbiologen“ wird zugestanden, dass durch die „fremden“ Arten die lokale Biodiversität erhöht wird, dass jedoch weltweit die Biodiversität durch die Bedrohung endemischer Arten reduziert würde. Selbst wenn letzteres zutreffen sollte, rechtfertigt das nicht die Ausrottungsfeldzüge gegen „fremde“ Arten auf lokaler Ebene, zumal in Regionen wo es nur sehr wenige oder gar keine endemischen Arten gibt. Dass das Ausmaß des Artensterbens verursacht durch „invasive aliens“ von vielen „Invasionsbiologen“ übertrieben wird, wurde oben bereits ausgeführt.

Insgesamt wurde sowohl auf lokaler als auch auf regionaler Ebene der Artenreichtum durch eingeführte Arten erhöht (Davis 2003). Dies gilt nicht nur für Großstädte wie London, Hamburg oder Berlin, sondern auch für größere Gebiete und Inseln. So stieg in Nordamerika die Anzahl der Pflanzenarten seit den letzten 400 Jahren um 20% (Davis 2003). Sax et al. (2002) nennen für das prähistorische Neuseeland ca. 2000 Pflanzenarten. Von diesen sind weniger als 10 Arten ausgestorben, 2000 „exotische“ Arten sind seit der europäischen Kolonisierung hinzugekommen.

Es besteht jedoch das Problem, dass von vielen „Invasionsbiologen“ und Naturschützern das Konzept der „Biodiversität“ wie oben dargestellt nur auf die „einheimischen“ Arten, Genotypen und Lebensgemeinschaften beschränkt wird. Dies führt davon, dass ein Großteil der Diversität ausgeblendet oder abgelehnt und bekämpft wird.

Beim Kampf gegen die „invasiven“ Arten kommt ein sehr enges Verständnis von Naturschutz zum Tragen. Es wird ein Feind aufgebaut, für dessen Bekämpfung viel Arbeitszeit geopfert und Geld ausgegeben wird. Andere Aufgabenbereiche des Naturschutzes wie der Kampf gegen die weltweite Wald- und Moorvernichtung, die damit zusammenhängende globale Erwärmung, die Vergiftung der Meere und Süßgewässer, die Eutrophierung und Luftverschmutzung sowie gegen den Freiraumverlust in Städten treten vielerorts in den Hintergrund, da zahlreiche Akteure im Naturschutz mit dem Kampf gegen die „invasiven Arten“ beschäftigt sind. Positive Ökosystemfunktionen und ökologische Leistungen, die auch von „nichteinheimischen“ Arten erbracht werden (Erosionsschutz, Klimaverbesserung, Kohlenstoffsinken, Tracht für Bienen etc.) werden dabei häufig ausgeblendet oder negiert.

Einige Naturschutzverwaltungen und Naturschützer führen einen besonders intensiven Kampf gegen die „invasiven“ Arten oder Arten, die sie dafür halten. Im Südwesten der USA gibt es viele Freiwillige, die „tammy whacking“ betreiben: *Tamarix*-Arten werden per Hand gefällt und anschließend mit Herbiziden (Glyphosat u.a.) besprüht (Stromberg et al. 2009).¹⁵

¹⁵ Auch in Deutschland wurden zahlreiche Aktionen gegen Neophyten von freiwilligen Naturschützern durchgeführt, z.B. Einsätze gegen das einjährige Drüsige Springkraut (*Impatiens glandulifera*). Hier ein Bericht über eine Aktion in Baden-Württemberg: „... fassten im Jahr 2005 Forstamt und Amt für Umweltschutz sowie Regierungspräsidium (Ref. 56) Stuttgart den Entschluss, *Impatiens glandulifera* zu bekämpfen, und zwar mit Hilfe von Jugendlichen im Rahmen eines Internationalen Workcamps. Der Pilotversuch des 1. Workcamps im Sommer des Jahres 2006 war so erfolgreich gewesen, dass

Die invasionsbiologische Literatur ist voll von Ratschlägen, wie gegen die „invasiven“ Arten vorgegangen werden soll. So empfiehlt z.B. Warshall (2001a): „*For more oaks girdle eucalyptus, for more prairie, herbicide tall fescue*“ (zitiert nach Theodoropoulos 2003, p. 106). Über den aus Eurasien stammenden tall fescue (*Festuca arundinacea*) schreibt Warshall (2001b): „*Tall fescue grasslands can be seen as a ‚cancer‘, and a drastic disease of the landscape requires drastic measures*“ (zitiert nach Theodoropoulos 2003, p. 107).

Im Kampf gegen die „invasiven“ Arten wird auch die Schädigung „heimischer“ Biota in Kauf genommen. So werden z.B. durch die Ausbringung von Warfarin zur Bekämpfung von *Sciurus carolinensis* auch Waldkäuse und kleine Wiesel-Arten geschädigt (Townsend et al. 1981; Townsend et al. 1984). Das inzwischen weltweit sehr verbreitete Glyphosat, das z.B. in großen Mengen gegen *Tamarix*-Arten im Südwesten der USA eingesetzt wird, schädigt auch Vögel und Bienen (Stromberg et al. 2009).

Auch in Brandenburgischen Wäldern konnte man erleben, dass dort die Spätblühende Traubenkirsche (*Prunus serotina*), eine aus Nordamerika eingeführte und in mitteleuropäischen Forsten zeitweilig viel gepflanzte Baumart, nun als „invasive“ Art (DAISIE rechnet sie ebenfalls zu den 100 schlimmsten in Europa) mit Glyphosat (Roundup) bekämpft wurde (Landtag Brandenburg 5. Wahlperiode), d.h. es wurden Vergiftungen des Bodens, der Waldbodenarten (z.B. Blaubeeren) und Pilze in Kauf genommen. Die ökologischen Funktionen des Waldes insgesamt geraten hierbei aus dem Blick.

Prunus serotina wurde in europäischen Forsten jahrzehntelang zur Holznutzung und Bodenverbesserung gepflanzt; seit den 1960er Jahren gilt sie nun als „Waldpest“ und wird bekämpft (Starfinger 2004). Als Gründe für die Bekämpfung in Forsten werden u.a. genannt: *Prunus serotina* verhindere die Naturverjüngung der Waldbäume, verdränge seltene Arten der Krautschicht und stelle eine Nahrungs- und Wasserkonkurrenz für die Forstbäume dar (Kowarik 1996). Im Norden Deutschlands wächst *Prunus serotina* vor allem in Kiefernforsten. Rode et al. (2002) untersuchten einen ca. 55-jährigen Kiefernforst (mit *Pinus sylvestris*) in einer pleistozänen Sandlandschaft in Nordwestdeutschland. Ausgehend von einer Heckenpflanzung hatte sich *Prunus serotina* in den Kiefernbestand hinein ausgebreitet und eine Strauchschicht ausgebildet. Ein Vergleich von Untersuchungspartellen mit und ohne *Prunus serotina* zeigte weder eine positive noch eine negative Wirkung auf das Wachstum von *Pinus sylvestris*. Auf den Partellen ohne *Prunus serotina* dominierten die Gräser *Calamagrostis epigejos* und *Deschampsia flexuosa*. Die Gras-dominierten Partellen hatten eine höhere Artendichte in der Krautschicht im Vergleich zu den von *Prunus serotina* dominierten Flächen. Die Ausbildung einer Strauchschicht mit *Prunus serotina* auch in diesem Bereich hätte jedoch keine seltenen oder bedrohten Waldarten gefährdet.

Auf lokaler und regionaler Ebene kann man zur Zeit zwei gegenläufige Bestrebungen im Naturschutz beobachten: Auf der einen Seite wird geraten, zur Anpassung an den Klimawandel vermehrt „nichteinheimische“ Gehölze, z.B. in Mitteleuropa die südeuropäische Hopfenbuche, zu pflanzen (Roloff et al. 2009), auf der anderen Seite werden nach wie vor Kampagnen gegen „nichteinheimische“ Arten und „gebietsfremde“ Herkünfte geführt (siehe hierzu auch die Diskussion um die Bedeutung lokaler Provenienzen: Wilkinson 2001; Sackville Hamilton 2001; Breed et al. 2013). Sjöman et al. (2016) plädieren dafür, „nichteinheimische“ Baumarten zumindest als Stadtbäume nicht auszuschließen. In den letzten Jahren wurden auch Arbeiten publiziert, die aufzeigen, dass die Bevorzugung

vom 14. Juli bis 4. August 2007, 13 Jugendliche aus acht Ländern im Naturschutzgebiet ‚Rot- und Schwarzwildpark‘ zum zweiten Mal ihre Arbeitskraft zur Bekämpfung und Eindämmung des Indischen Springkrauts zur Verfügung stellten, denn aus eigenen Kräften konnte eine gezielte Bekämpfung nicht durchgeführt werden.“ (Kübler et al. 2007/2008, S. 92)

„einheimischer“ Baumarten bei Pflanzungen in Städten keine wissenschaftliche Basis hat, sondern von Werturteilen bestimmt ist (Kendle & Rose 2000; Hitchmough 2011; Chalker-Scott 2015).

Die Unterscheidung der „einheimischen“ von den „nichteinheimischen“ Arten bringt es mit sich, dass eine Art dort, wo sie als „einheimisch“ gilt, zum Gegenstand intensiver Naturschutzbemühungen wird, in anderen Regionen, in denen sie als „nichteinheimisch“ gilt, mit dem Ziel der Ausrottung bekämpft wird. So ist die Wassernuss (*Trapa natans* L.) in Deutschland eine stark gefährdete und gesetzlich geschützte Art (Korneck et al. 1996), in den USA dagegen eine „invasive“ Art, der auch eine Ökosystemwirkung zugeschrieben wird (Simberloff 2011b).

Inzwischen gibt es auch kritische Stimmen, die die Einschränkung des Naturschutzes auf das Thema „Biodiversität“ generell für eine unglückliche Entwicklung halten, da sie von den wirklichen Zusammenhängen und Hauptproblemen des Naturschutzes ablenkt. Woodwell (2010) kritisiert in seinem Artikel „*The Biodiversity Blunder*“ die Konzentration des Naturschutzes auf „*Hot spots*“ der Biodiversität und stellt fest: „*It took conservation out of the mainstream of politics and economics and left the rest of the world open to business as usual*“ (p. 870). Woodwell fordert, dass stattdessen die gesamte Erde mit all ihren Ökosystemen im Blick des Naturschutzes sein sollte. In einer Replik auf Collar et al. 2011, die davon ausgehen dass durch die CBD bis zum Jahr 2050 die Biodiversität wieder hergestellt ist und die z.B. einem der größten Bergbauunternehmen, dem Konzern Rio Tinto, einen „*net positive impact on biodiversity*“ bescheinigen, schlägt Woodwell (2011) konkrete Maßnahmen vor, u.a. alle noch verbliebenen primären Wälder zu schützen, das Klima zu stabilisieren und Chemikalieneinleitungen in die Umwelt zu stoppen.

Dem kann man nur zustimmen. So geht z.B. die weltweite Waldvernichtung, die etwa seit 1850 zu einem Drittel für den Anstieg der Treibhausgasemissionen verantwortlich ist (Canadell et al. 2007) und zudem die Biodiversität viel stärker bedroht als alle „invasiven“ Arten (z.B. Kinnaird et al. 2003) mit verschärftem Tempo weiter. Von zunehmender Bedeutung ist auch, dass durch den Klimawandel bedingte Veränderungen und Landnutzungsänderungen Hand in Hand gehen (Clavero et al. 2011; Watson 2013). Auch staatliche Maßnahmen, die dazu dienen sollen, fossile Energieträger zu ersetzen (z.B. die Beimischungspflicht in der EU) haben dazu beigetragen, Wälder (und damit auch die biologische Diversität dieser Wälder) zu vernichten. In der Bilanz wird dadurch die Emission von Treibhausgasen nicht vermindert, da die Waldvernichtung selbst zum CO₂-Anstieg beiträgt. Es werden auch weiter in großem Stil Torfmoore industriell abgebaut und die Weltmeere geplündert und verschmutzt (z.B. *Deepwater horizon* Ölkatastrophe im Golf von Mexiko 2010; White et al. 2012; Lin & Mendelssohn 2012; Mendelssohn et al. 2012) oder radioaktiv verseucht (z.B. Fukushima 2011; Matsuda et al. 2015).

5) Die Vorstellungen über die „biotische Homogenisierung“, die „Störung der Integrität von Lebensgemeinschaften“ und die „genetische Verunreinigung“ durch „invasive Arten und Herkünfte“ weisen Parallelen zu völkischen und rassistischen Konzepten auf.

Homogenisierung der Floren- und Faunen

Als Begründung, warum „invasive“ Arten von „einheimischen“ Lebensgemeinschaften ferngehalten werden müssen, findet man die Aussage, dass „fremde“ Arten *per se* eine Störung darstellen, weil sie die regionale Unterscheidbarkeit von Floren und Faunen zusammenbrechen lassen (z.B. Vitousek et al. 1997). In diesem Zusammenhang werden auch

Schlagworte wie „Floren- und Faunenverfälschung“, „Verunreinigung“ (*pollution*) oder „Homogenisierung“ gebraucht (siehe hierzu auch Eser 1999).

Der Begriff der „biotischen Homogenisierung“ wird in der invasionsbiologischen Literatur in unterschiedlicher Weise benutzt. Vitousek et al. (1997) sehen allein in der Tatsache, dass auf dem Gebiet der kontinentalen USA mehr als 2000 „fremde“ Pflanzen wachsen einen Zusammenbruch der regionalen Unterscheidbarkeit: *“These invasions represent a human-caused breakdown of the regional distinctiveness of Earth’s flora and fauna - a substantial global change in and of itself“* (p. 1). Autoren wie Bright (1999) behaupten ganz allgemein, dass durch eine Verdrängung der lokalen Diversität durch „Unkräuter“ die Welt immer homogener wird: *„Many invaders seem to owe their explosive ecological power to a complex of traits known as ‚weediness‘. ... As the weeds spread, displacing more and more local diversity, the world becomes a steadily more homogenized place.“* (Bright 1999, p. 24)

Wir haben aber bereits gesehen, dass der Artenreichtum (die Anzahl der Arten pro Fläche) auf lokaler und regionaler Ebene (γ -Diversität) durch „fremde“ Arten in der Regel erhöht ist. Dadurch steht auch für die Neubesiedelung von Habitaten ein größerer Artenpool zur Verfügung. In der Folge kann die Artendichte (α -Diversität) einer Pflanzengemeinschaft durch „fremde“ Arten erhöht werden. Wird dagegen die β -Diversität erniedrigt, sprechen manche Autoren (z.B. Olden & Rooney 2006) von einer biotischen Homogenisierung.

Nach Whittaker (1972) ist unter β -Diversität die Diversität entlang von ökologischen Gradienten (z.B. Höhenstufen, Nährstoffgradienten) zu verstehen. Je ähnlicher sich dabei die Lebensgemeinschaften entlang von Gradienten werden, desto geringer wird die β -Diversität. Wenn nun „invasive“ Arten für eine Verringerung der β -Diversität verantwortlich gemacht werden, müsste die Voraussetzung gegeben sein, dass sich die ökologischen Gradienten selbst nicht verändern. Dies ist in der Realität keineswegs der Fall: Weltweit ist mit Verschiebungen klimatisch bedingter Gradienten infolge des Klimawandels zu rechnen (Hannah et al. 2002; Malcolm et al. 2006; Parmesan 2006; Botkin et al. 2007; Hannah et al. 2007; Araújo et al. 2011; Vittoz et al. 2013). Lokal und regional werden durch Eutrophierung Nährstoffgradienten verändert (siehe z.B. Ellenberg 1985). Viele Autoren sehen in der zunehmenden Urbanisierung einen wesentlichen Faktor für die biotische Homogenisierung (McKinney 2006; Schwartz et al. 2006). Dass die β -Diversität durch eine „invasive“ Art nicht zwangsläufig vermindert wird, sondern sogar erhöht sein kann, zeigten Trentanovi et al. (2013) mit einem paarweisen Vergleich von Waldbeständen in Berlin, die zum einen von der „einheimischen“ *Betula pendula* und zum anderen von der „invasiven“ *Robinia pseudacacia* dominiert waren.

Neben dem Aspekt der angeblich verminderten β -Diversität spielt im Zusammenhang mit der Angleichung der Floren und Faunen auch der Kulturaspekt eine wesentliche Rolle. So vergleichen etwa Cassey et al. (2005) die „biotische Homogenisierung“ durch „invasive“ Arten mit der Ausbreitung einer US-amerikanischen Kaffeehaus-Kette nach Europa: *„It is the biological equivalent of flying from Seattle to Paris and going to Starbucks for your coffee“* (p. 477). Olden et al. (2005) sehen in der zunehmenden globalen Uniformität des biologischen Lebens auch einen ökonomischen Schaden für den Ökotourismus. Sie charakterisieren die „biotische Homogenisierung“ durch ein Zitat von Blair (2004): *„it is not a serendipitous circumstance that House Sparrows can be found begging for French fries outside McDonalds restaurants anywhere in the world“* (p. 2037).

Dass auch „nichteinheimische“ Arten bisweilen Identität stiften können, zeigen folgende Beispiele: Im Siegel des US-Bundesstaates Oregon ist ein Olivenzweig (*Olea europaea*) enthalten. Und Rosskastanien (*Aesculus hippocastanum*) gehören seit ca. 200 Jahren zur bairischen Biergartenkultur.

Störung der Integrität von Lebensgemeinschaften

In der invasionsbiologischen Literatur findet man auch die Vorstellung, dass „nichteinheimische“ Arten die „Integrität“ von Lebensgemeinschaften¹⁶ beeinträchtigen, in ehemals geschlossene Ökosysteme eindringen und das „biologische Gleichgewicht“ stören.

So schreibt z.B. Chris Bright in seinem Buch *„Life out of bounds – Bioinvasions in a borderless world“* über die vom Menschen verursachten Veränderungen an der Erdoberfläche: *„As vessels for the natural communities that evolved within them, the Earth’s pockets and humps, its wet and dry places, are losing their integrity – their separateness.“* (Bright 1998, p. 17/18). Und weiter heißt es: *„The barriers that surround any particular ecosystem help set the terms of life within it. They tie a particular assemblage of plants and animals together, and they tend to exclude predators, competitors, and diseases that evolved elsewhere.“* (Bright 1998, p. 18)

Die Vorstellung, dass „fremde“ Arten die „Integrität“ von Lebensgemeinschaften beeinträchtigen, hängt mit der Auffassung zusammen, dass Lebensgemeinschaften geschlossene Einheiten sind, die nicht gestört oder „verunreinigt“ werden dürfen. An anderer Stelle schreibt Bright über das Eindringen der „weeds“: *„In all of these places, as the local creatures disappear, the ecosystem they formed a part of tends to weaken. An artificially simplified community, like a machine that is missing a lot of its parts, is more likely to break down.“* (Bright 1999, p. 24/25)

Diese Vorstellung beruht auf dem organismischen Konzept, nach dem eine Lebensgemeinschaft einem komplexen Supraorganismus vergleichbar ist, in dem alle Arten einen bestimmten Platz und eine bestimmte Funktion haben wie Zellen in einem Körper. In einem engen Zusammenhang damit stehen auch die Vorstellungen eines konstanten ausgewogenen Gleichgewichts in der Natur (*balance of nature*) und einer langen Co-Evolution und Co-Adaption der einzelnen Glieder.¹⁷

Die Konzepte des Supraorganismus und des Gleichgewichts in der Natur sind seit langem Gegenstand der Kritik in der ökologischen Literatur (Gleason 1926; Tansley 1935; Levins & Lewontin 1980; McIntosh 1975, 1980, 1998; Pimm 1991; Botkin 1996; Jelinski 2005). Lebensgemeinschaften bzw. Ökosysteme sind keine quasi-organismischen Einheiten oder abgeschlossenen Systeme. Auch ohne „fremde“ Arten gibt es in Lebensgemeinschaften einen Austausch von Arten und Genotypen mit ihrer Umgebung. Dominanz, Konkurrenz, Konkurrenzausschluss, Artenturnover, mutualistische Beziehungen, Prädation, Nahrungsnetze etc. sind vielfältige Wechselbeziehungen, die jedoch einer ständigen Veränderung unterliegen. Sowohl die innere Dynamik als auch Einflüsse von außen bestimmen die Entwicklung von Lebensgemeinschafts-Ökosystemen: saisonale Änderungen,

¹⁶ Es gibt außer der organismischen Auffassung von „Integrität“ einer Lebensgemeinschaft noch weitere Vorstellungen und Definitionen von „biologischer Integrität“ (z.B. Karr & Dudley 1981; Lortie et al 2004), auf die hier nicht weiter eingegangen werden soll.

¹⁷ Ein einflussreicher Vertreter des Konzeptes von der *supraorganismic community* und der Vorstellung einer progressiven Sukzession zur klimatisch bedingten Klimax-Assoziation war der nordamerikanische Vegetationsökologe Frederic Clements (Clements 1916, 1936). Er und seine Schüler beeinflussten mehrere Generationen von Ökologen und Naturschützern. Hier ein Zitat, das den Kern dieser Vorstellungen gut wiedergibt: *„The organismic community maintains a certain balance, establishes a biotic border, and has a unity paralleling the dynamic equilibrium and organization of other living systems. Division of labor, integration and homeostasis characterize the organism and supraorganismic intraspecies populations. The interspecies system has also evolved these characteristics of the organism and may thus be called an ecological supraorganism.“* (Allee et al. 1949; zitiert nach McIntosh 1980, p. 210)

Fluktuationen von Jahr zu Jahr, Auf- und Abbauprozesse, Sukzessionen oder Regenerationen nach einer Störung, globale Klimaveränderung etc. (Drake 1990; Parker 2004; Myers & Harms 2009, 2011; Meiners et al. 2015). Die Zu- oder Abwanderung von Arten aus der näheren oder fernerer Umgebung sowie die Artbildung, Drift und Selektion sind natürliche Prozesse (Vellend 2010), die ebenfalls das Geschehen mitbestimmen.

Für die Ansicht, dass „nichteinheimische“ Arten *per se* eine Störung darstellen, gibt es somit keine naturwissenschaftliche Begründung, da jede Lebensgemeinschaft (unabhängig davon ob „einheimische“ oder „nichteinheimische“ Arten oder Genotypen daran beteiligt sind) einem ständigen Wandel unterliegen. Störung im ökologischen Sinne bezieht sich auf die Vernichtung von Biomasse. Dabei können auch eingeführte Arten eine Rolle spielen (z.B. beim durch den Pilz *Cryphonectria parasitica* verursachten Kastaniensterben in nordamerikanischen Wäldern). In vielen Fällen geschieht jedoch das Gegenteil, das Auftreten von zusätzlichen Pflanzenarten kann die Produktivität einer Lebensgemeinschaft sogar erhöhen und die lokale Diversität bereichern. Die „Lücke“, die möglicherweise durch den Verlust einer Art, wie z.B. *Castanea dentata* in Nordamerika, entsteht, wird in der Regel durch andere Arten geschlossen.

Wenngleich führende „Invasionsbiologen“ gelegentlich verkündet haben, dass ihre Abneigung gegen „nichteinheimische“ Arten nichts mit Xenophobie zu tun hätte, bleibt doch die Ansicht, dass von den „nichteinheimischen“ Arten „wahrscheinlich“ ein größerer Schaden verursacht wird als von den einheimischen Arten. So schreiben Simberloff et al. (2013) in einem von 14 Autorinnen und Autoren verantworteten Artikel: „... *populations of non-native species are not problematic because they are not native per se, but because they are more likely than natives to cause ecological damage*“. Es werden aber keine Kriterien benannt, wie man einen „ökologischen Schaden“ feststellt. Im gleichen Artikel schreiben sie sogar selbst: „... *literature syntheses and meta-analyses often find no large or consistent overall differences between native and introduced plant populations in terms of functional traits or effects on belowground processes*.“ (p. 60)

Richtig ist, dass manche eingeführte Arten durchaus größere Veränderungen in Ökosystemen hervorrufen können, z.B. Regenwürmer in manchen Regionen Nordamerikas, in denen sie infolge der letzten Eiszeit ausgestorben waren (Hendrix & Bohlen 2002) oder nordamerikanische Biber (*Castor canadensis*) in Südamerika (Lizurralde et al. 2004; Anderson et al. 2009). Wie aber soll man diese Veränderungen bewerten? Spätestens seit der Arbeit von Darwin über Regenwürmer (Darwin 1881) wissen wir, welche Rolle Regenwürmer für die Bodenbildung spielen. Warum soll diese Funktion, die durch die Eiszeit verschwunden ist, nicht wieder aufleben? Gegen „invasive“ Regenwürmer wird neben der möglichen Übertragung von Krankheiten unter anderem ins Feld geführt, dass ihre Häufchen Rasen und Golfgreens unansehnlich machen würden (Hendrix & Bohlen 2002, p. 805). Während in Europa in manchen Regionen die Wiederansiedlung des vielerorts ausgerotteten Bibers¹⁸ betrieben und von Naturschützern dessen renaturierende Wirkung in Flussökosystemen hervorgehoben wurde (z.B. an der Donau; Sieber 1995), wird der Amerikanische Biber in Südamerika als kontinentale Bedrohung betrachtet und soll wieder

¹⁸ In Mitteleuropa und Finnland wurden bei Wiederansiedlungsprojekten bzw. zur Populationsstützung neben dem eurasiatischen Biber (*Castor fiber*) auch nordamerikanische Biber (*Castor canadensis*) verwendet (Sieber 1995; Parker et al. 2012). Inzwischen wird auch in Europa eine Ausrottung des nordamerikanischen Bibers angestrebt (Parker et al. 2012). Die Beiden Biber-Arten unterscheiden sich in ihrem Verhalten und hinsichtlich ihrer Funktion kaum. Als Begründung für die Ausrottung werden die üblichen Befürchtungen bezüglich eines Konkurrenzausschlusses des „einheimischen“ Bibers und einer genetischen „Verunreinigung“ des eurasiatischen Bibers durch den amerikanischen Biber genannt.

ausgerottet werden (Menvielle et al. 2010). Umgekehrt wird die südamerikanische Nutria (*Myocastor coypus*), die nach Afrika, Asien, Europa und Nordamerika eingeführt wurde (Carter & Leonard 2002), zu den „100 of the World's Worst Invasive Alien Species“ gerechnet (Lowe et al. 2000; Global Invasive Species Database 2017).

Genetische Verunreinigung

Ein komplexes Thema ist der Genfluss zwischen „einheimischen“ und „nichteinheimischen“ Genotypen, Introgression „fremder“ Genotypen sowie die Hybridisierung zwischen Arten, was in der invasionsbiologischen Literatur häufig als biologische „Verunreinigung“ (*pollution*) oder „Kontaminierung“ (*contamination*) gebrandmarkt wird. (Beispiele für *genetic pollution*: Debeljak et al. 2015 *Populus nigra*; Meilink et al. 2015 Gattung *Triturus*). Currat et al. (2008) zeigen, dass Introgression auch in der Gegenrichtung stattfindet, d.h. von lokalen Populationen in „invasive“ Herkünfte.

Bei „Invasionsbiologen“ zeigen sich bestimmte Parallelen zur völkischen Ideologie, zur Rassenbiologie und Rassenhygiene, die in der ersten Hälfte des 20. Jahrhundert Hochkonjunktur hatten (z.B. Baur et al. 1932). So ging die Rassenhygiene vom Konzept der „Rasse“ aus, die möglichst „rein“ erhalten und nicht „verunreinigt“ werden sollte¹⁹. Folglich waren Rassenhygieniker gegen „Rassenmischung“ und das Eindringen fremder „Rassen“ in den „Volkskörper“, den es ebenfalls „rein“ zu erhalten galt.

Einige Invasionsbiologen sind sich der Problematik ihrer sprachlichen Nähe zur völkischen und rassistischen Ideologie durchaus bewusst, ohne jedoch die Konzepte zu verwerfen. So schreibt z.B. Bright: „*Because the issue carries such a heavy political burden, the policies for countering exotics must be carefully integrated into conservation policy in general. A stable political mandate to deal with exotics can only come from a public that believes not that exotics are somehow 'evil', but that ecosystem integrity is worth preserving.*“ (Bright 1998, p. 198)

Die Konzepte der Integrität von Ökosystemen und der Integrität eines „Volkskörpers“ haben jedoch eine gemeinsame Grundlage in einer organismischen Vorstellung von biotischen Lebensgemeinschaften bzw. einer auf „Volk“ und „Rasse“ begründeten Gesellschaft. Beide sollen vor eindringenden fremden Elementen (*invasive aliens*), vor Verunreinigungen (*pollution*) und Krankheiten (*pests*) bewahrt werden.

Die biologische „Verschmutzung“ (*biological pollution*) wird von Bright sogar als gefährlicher eingeschätzt als die Verunreinigung mit Chemikalien oder Erdöl: „*So while an oil spill that occurred 20 years ago is probably not a pressing concern today, there are hundreds of invasions that began more than a century ago and that are desperately urgent problems right now. This 'biological pollution' is smart pollution. It adapts, it looks for ways to survive, and instead of diminishing over time, it usually entrenches itself.*“ (Bright 1998, p. 28)

In der Konsequenz setzt sich Bright auch für den Einsatz von Pestiziden in Naturgebieten ein, da er die „biologische Verschmutzung“ für schlimmer hält als die chemische Verunreinigung: „*However distasteful the idea of using pesticides in natural areas may be, a certain amount of chemical pollution is sometimes essential for controlling the biological pollution.*“ (Bright 1998, p. 216)

¹⁹ Das Konzept der „menschlichen Rassen“ wurde in der Genetik und Evolutionsbiologie inzwischen kritisiert und verworfen, da es nach den heutigen Erkenntnissen wissenschaftlich unhaltbar ist (siehe z.B. Kattmann 1996).

6) Der ökosystemare Zusammenhang und der Nutzen von „invasiven“ Arten werden bei deren Bekämpfung häufig ausgeblendet.

Neben der Behauptung, dass durch „invasive“ Arten die Biodiversität gefährdet ist, wird als weiteres Argument für die Notwendigkeit der Ausrottung von „invasiven“ Arten angeführt, dass „invasive“ Arten Ökosysteme verändern. Ganz oben auf der Liste der invasiven Arten stehen dabei Leguminosen, die zu Stickstoffanreicherungen im Boden führen (Vitousek 1986; Daehler 1998). Dabei werden potentielle Gefahren auch undifferenziert betrachtet – unabhängig vom jeweiligen Ökosystem. Das was in der invasionsbiologischen Literatur häufig als „Schaden“ angesehen wird, wie die N-Anreicherung durch Leguminosen und andere N-Fixierer, kann aus der Sicht von Renaturierungsökologen, z.B. in Bergbaufolgelandschaften, sogar erwünscht sein (Bradshaw 1983).

Kontraproduktiv für den Naturschutz wird es dann, wenn zum Beispiel natürlich aufwachsende Wälder auf Brachflächen vernichtet werden, weil „invasive“ Arten zu den Bestandsbildnern gehören. In Europa steht hier vor allem die Robinie (*Robinia pseudoacacia*) im Fokus – unabhängig davon, in welche Ökosysteme die Robinie „eindringt“. So entstehen auf Aufschüttungs- und Abgrabungsflächen im Verlauf von primären Sukzessionen neue Urwälder, bei denen auch Arten wie die Robinie eine Rolle spielen können (z.B. Rebele & Lehmann 2016).

Invasionsbiologen haben die Robinie auf die Liste der „100 of the worst invasive aliens“ in Europa gesetzt (DAISIE). Vielerorts in Europa wird nun die lokale Ausrottung empfohlen. So geben z.B. Řehounková & Prach (2008) in einem Artikel über die spontane Sukzession in Kies- und Sandgruben in Tschechien folgende Empfehlung: „*However, the invasion of alien species, such as black locust (Robinia pseudoacacia) in dry sites in lowlands in this study, must be taken into consideration. Such species should be eradicated in the vicinity of a pit before the onset of succession*“ (p. 311).

Warum aber ist die Robinie in diesem Fall als negativ zu bewerten? Nur weil sie „fremd“ ist? Weil sie im Verlauf der Sukzession zu einer N-Anreicherung des Bodens und damit zu einer höheren Produktivität führt? Die positiven Funktionen dieser Art geraten dabei aus dem Blick. Statt froh zu sein, dass stark gestörte und degradierte Landschaften wie z.B. Tagebaufolgelandschaften oder Erdstoffdeponien überhaupt von Baumarten besiedelt werden, die Bodenerosion und Staubbelastung mindern, Kohlenstoffsinken bilden und klimaverbessernd wirken, wird empfohlen, Arten wie die Robinie in der Umgebung solcher Ökosysteme auszurotten.

Bei der Bekämpfung der „invasiven“ Arten werden häufig selbst die ökosystemaren Zusammenhänge außer Acht gelassen und ökologische Prozesse nicht beachtet. Die mechanische oder chemische Bekämpfung von Pflanzen stellt eine Störung dar, bei der Biomasse vernichtet wird. Werden auch Pflanzen herausgerissen, Stubben gerodet oder Bestände mit dem Bagger abgeschoben, wird auch der Boden gestört. Je nach dem Ausmaß der Störung können Bodenerosion oder Bodenverdichtung, Freisetzung und Auswaschung von Nährstoffen, Klimaveränderungen, Störung von Nahrungsnetzen durch Entzug von Nahrungsquellen, Vernichtung von Überwinterungshabitaten etc. auftreten.

Nach einer Störung siedeln sich in erster Linie diejenigen Arten an, die gut auf Störungen reagieren können. Dies sind nicht unbedingt die Zielarten, deren Förderung durch die Bekämpfung der „invasiven“ Art erreicht werden sollte. So konnte z.B. auf einer Offenfläche mit einzelnen Gehölzgruppen im Berliner Grunewald vom Autor beobachtet werden, wie innerhalb eines Jahres die Rodungsinseln, die durch das Roden von *Prunus serotina* entstanden sind, durch das Landreitgras (*Calamagrostis epigejos*) besiedelt wurden, einer

„einheimischen“ klonalen Grasart, die bei deutschen Förstern ebenfalls unbeliebt ist und als Forstunkraut gilt (Bergmann 1990; Müller et al. 1998; Seidling 1998).

Prunus serotina ist eine Art, die in ihrem „natürlichen“ Verbreitungsgebiet nach einer Störung, z.B. einem Kahlschlag früh in Sukzessionen auftritt und bei einer naturnahen Waldentwicklung von später in Sukzessionen dominierenden Baumarten abgelöst wird (Bormann & Likens 1979). Die Funktion der frühsukzessionellen Arten in Waldökosystemen besteht u.a. darin, den Nährstoffüberschuss nach einer Störung (vor allem N) im System zu halten. In mittel- und westeuropäischen Forstökosystemen ist bei einer Eutrophierung (N-Düngung oder atmosphärische N-Einträge) mit einer Förderung von Nitrophyten (z.B. *Rubus*-Arten), bestimmten Gräsern (z.B. *Calamagrostis epigejos*) aber auch von *Prunus serotina* zu rechnen. Die Alternative zu *Prunus serotina* wären in vielen Forstökosystemen nicht seltene Waldarten sondern krautige oder strauchige Nitrophyten.

Im Folgenden soll noch auf ein Beispiel aus Nordamerika eingegangen werden, da hier „invasive“ Arten mit sehr großem Aufwand seit den 1990er Jahren bekämpft werden. Im trockenen Südwesten der USA wuchsen vor den menschlichen Eingriffen entlang der Flussläufe Wälder mit einheimischen *Populus*- und *Salix*-Arten. Durch Staudambau, Flussregulierungen und Grundwasserentnahmen durch Bergbau, Industrie, Landwirtschaft und Siedlungen wurde sehr stark in die Fluss-Ökosysteme eingegriffen. Im 19. Jahrhundert wurden eurasiatische *Tamarix*-Arten (*T. chinensis*, *T. ramosissima* u.a.; Gaskin & Schaal 2002) zur Erosionkontrolle eingeführt. *Tamarix* (*saltcedar*) ist ein fakultativer Phreatophyt, d.h. er kann bei Grundwasseranschluss das Grundwasser nutzen. Heute wird die „saltcedar“ deshalb als „Wasserdieb“ beschuldigt. Untersuchungen auf der Ebene ganzer Bestände zeigten, dass unabhängig vom Anteil von *Tamarix* die Evapotranspiration im Mittel bei 1m/Jahr liegt (Dennison et al. 2008; zitiert nach Stromberg et al. 2009). Eine großflächige Vernichtung von *Tamarix*-Beständen brachte jedoch keine erhöhte Wasserverfügbarkeit für menschliche Nutzungen, da auch der offene Boden entsprechende Mengen an Wasser verdunstet. In Kauf genommen werden Bodenerosion, die Vernichtung von Brut- und Nahrungshabitaten für Vögel und Bienen sowie die Vergiftung der Umwelt mit Glyphosat und anderen Herbiziden (Stromberg et al. 2009; Cable et al. 2015; siehe auch Plötner & Matschke 2012: Wirkung von Glyphosat auf Amphibien).

Seit den 1990er Jahren wurden auch Arthropoden zur biologischen Kontrolle von *Tamarix* im ariden Südwesten der USA eingeführt und freigesetzt: *Diorhabda carinulata* (ein eurasiatischer Blattkäfer), *Trabutina mannipara* (die eurasiatische Manna-Schildlaus) und *Coniatus tamarisci* (ein mediterraner Rüsselkäfer). Vor allem der Einsatz von *Diorhabda* führte zu einer großflächigen Entlaubung von *Tamarix*-Beständen (Dudley & Bean 2012; siehe auch Hultine et al. 2015). Dadurch wurden zahlreiche Vogelarten betroffen, die von *Tamarix* dominierte Auwälder als Brut- und Nahrungshabitat nutzten, darunter auch die gefährdete neotropische Vogelart *Epidonax traillii extimus* (*Southwestern Willow Flycatcher*) (Paxton et al. 2011; Sogge et al. 2008). *Epidonax traillii extimus* hatte ca. 25 % seiner Bruthabitate in Vegetationsbeständen, die von *Tamarix ramosissima* dominiert wurden (Sogge et al. 2006). Als Begründung für die Bekämpfung von *Tamarix* wurde meist die Wiederherstellung von ursprünglichen Pappel-Weidenwäldern angeführt. Diese stellen sich nach der Entfernung von *Tamarix* an vielen Stellen nicht ein, weil die Fluss-Systeme inzwischen zu degradiert sind. Um dennoch Bruthabitate von *Epidonax* zu erhalten, wurde die Bekämpfung von *Tamarix* in manchen Regionen wieder eingeschränkt (Dudley & Bean 2012). Inzwischen hat sich der vor allem seit 2001 ausgebrachte Blattkäfer *Diorhabda* jedoch viel rascher als angenommen ausgebreitet und großflächig *Tamarix*-Bestände entlaubt (Nagler et al. 2014).

Weitere Beispiele, wie Ausrottungsprogramme die „einheimische“ Fauna gefährden

Viele „nichteinheimische“ Arten sind heute auch in Europa Bestandteil von Nahrungsketten. Reichhoff (1996) berichtet, dass sich in Bayern die wenigen noch überlebenden Fischotter (*Lutra lutra*) von amerikanische Bisamratten (*Ondatra zibethicus*), ebenfalls eine Art der „100 of the worst invasive aliens“ in Europa (DAISIE), ernähren, da die Bäche und kleinen Flüsse zu wenig Fische enthalten. Die Ausrottung der Bisamratte würde folglich auch dem Fischotter, einer in Deutschland vom Aussterben bedrohten Art (Jedicke 1997), eine weitere Nahrungsgrundlage entziehen.

In den 1980er Jahren wurde von manchen Naturschützer in Deutschland das Abholzen der „nichteinheimischen“ Linden, der Silber-Linde (*Tilia tomentosa*) und der Krim-Linde (*Tilia x euchlora*) gefordert, weil diese für ein Hummel-Sterben verantwortlich gemacht wurden. Genauere Untersuchungen ergaben, dass tote Hummeln auch unter „einheimischen“ Linden zu finden sind und dass die Ursache des Hummel-Sterbens nicht an der (giftigen) Mannose der „nichteinheimischen“ Linden liegt, sondern am knappen Nahrungsangebot im Hochsommer (Mühlen et al. 1994; Baal et al. 1994). Die Autoren schlussfolgern: *„Die drastische Verknappung des Nektarangebotes im Hochsommer ist sicherlich u.a. bedingt durch zunehmende Verstädterung, in deren Folge kurz geschnittene Rasenflächen und allenfalls sterile Sommerblumen zu finden sind, und durch die fortschreitende Intensivierung der Landwirtschaft mit dem Trend zu immer größeren Monokulturen. Der Nahrungsmangel wird durch das massenhafte Insektensterben unter spätblühenden Linden nur sichtbar gemacht, quasi wie durch eine Lupe fokussiert. Für das Sterben von Hummeln und anderen Insekten unter spätblühenden Linden die Bäume direkt verantwortlich zu machen, ist absolut falsch. Das vielfach geforderte Abholzen von Silber- und Krimlinden würde, so widersprüchlich es zunächst auch klingt, nicht dem Schutz der betroffenen Insektenarten dienen; denn diese Linden stellen während ihrer Blütezeit an vielen Orten die einzigen noch vorhandenen größeren Nektarquellen dar. Deren Beseitigung würde dazu führen, dass eine noch weitaus größere Anzahl von Hummeln frühzeitiger verhungern würde, allerdings unauffällig verstreut über die Landschaft. Da genau zu dieser Zeit die Völker die neuen Königinnen und Männchen heranziehen, könnten viele von diesen nicht ausreichend ernährt werden. Der Reproduktionserfolg der Völker würde entscheidend vermindert, was äußerst negative Folgen für die Arterhaltung hätte.“* (Baal et al. 1994, p. 417)

Shapiro (2002) schreibt, dass ein Großteil der „einheimischen“ Schmetterlingsfauna in kalifornischen Städten von „fremden“ Arten abhängig ist. Würden die „fremden Unkräuter“ ausgerottet, würde auch die urbane und suburbane Schmetterlingsfauna verschwinden: *“Using the unusually well-documented butterfly fauna of Davis, Yolo County, California, it is shown that the mainly native species commonly observed in gardens breed mostly or entirely on alien plants, especially naturalized weeds. Over 40% of the fauna has no known native hosts in the urban-suburban environment. Were certain alien weeds to be eradicated or their abundance greatly reduced, the urban-suburban butterfly fauna would disappear. This might be regarded as an unfortunate, and perhaps intolerable, side-effect of such programs.”* (p.31)

Zavaleta et al. (2001) bringen in einem Review-Artikel Beispiele, in denen über eine erfolgreiche Ausrottung von invasiven Arten (z.B. Herbivoren oder Prädatoren) berichtet wurde, wobei es jedoch auch zu unerwünschten Auswirkungen auf anderen trophischen Stufen kam. Vielerorts sind die Nahrungs- und Konkurrenzbeziehungen zwischen einheimischen und nicht-einheimischen Arten so komplex, dass die langfristigen Folgen von Eingriffen zur Ausrottung und Kontrolle schwer zu übersehen sind.

Es gibt keine Unterschiede zwischen „einheimischen“ und „nichtheimischen“ Arten hinsichtlich ihrer Rolle in Sukzessionen.

Meiners (2007) und Meiners et al. (2009) untersuchten die Rolle von einheimischen und nichteinheimischen Arten in Sukzessionen. Sie fanden, dass es zwischen beiden Gruppen keine systematischen Unterschiede gibt hinsichtlich der Rolle in Sukzessionen und den Dominanz-Mechanismen und schlussfolgern, dass einfache Informationen über die Lebensgeschichte der Arten mehr Aussagekraft haben und mehr Informationen für das Management bieten als die Frage der Herkunft.

Untersuchungen aus Berlin können diese Aussage der nordamerikanischen Kollegen bestätigen. So ist z.B. die Kanadische Goldrute (*Solidago canadensis*) bei bestimmten Bodenverhältnissen (mitunter in Koexistenz mit anderen ruderalen Hochstauden) in frühen Sukzessionen für einige Jahre dominant und wird dann von Gehölzarten in der Dominanz abgelöst. Sobald eine Baumschicht ausgebildet ist, geht die Deckung von *Solidago canadensis* stark zurück oder die Art verschwindet ganz (Bornkamm 2007, 2008; Rebele 2008). Die Kanadische Goldrute ist deshalb in Teilen Mitteleuropas so erfolgreich, weil ihr immer wieder Störstellen geboten werden (u.a. auch von Leuten, die „invasive“ Arten herausreißen). Wird hingegen die Sukzession zum Wald geduldet, nimmt auch die Dominanz der Kanadischen Goldrute ab. Werden ruderale Vegetationsbestände regelmäßig gemäht, so entstehen Wiesenbestände, in denen *Solidago canadensis* ebenfalls kaum eine Rolle spielt (Rebele & Lehmann 2007).

Die Abbauraten der Blätter und Wurzeln sind bei „einheimischen“ und „nichteinheimischen“ Arten in temperaten Laubwäldern ähnlich.

Jo et al. (2016) untersuchten die Streu und die Abbauraten der Blätter von 42 „einheimischen“ und 36 „nichteinheimischen“ Gehölzarten und die Feinwurzeln von 23 „einheimischen“ und 25 „nichteinheimischen“ Arten in temperaten Laubwäldern im Osten der USA. Es gab Unterschiede beim Blattstickstoffgehalt, jedoch unterschieden sich die Abbauraten der Blätter und Wurzeln nicht systematisch zwischen beiden Gruppen.

7) Die ökonomischen Kosten der „invasiven“ Arten – ein besonders konstruiertes Kapitel der Invasionsbiologie.

Kritikloses Zitieren von hohen Kosten durch „invasive nichteinheimische“ Arten

In der invasionsbiologischen Literatur wird immer wieder herausgestellt, dass neben der Bedrohung und Vernichtung der „einheimischen“ Biodiversität durch „invasive“ Arten auch großer ökonomischer Schaden durch diese entstände. Die am häufigsten zitierten Quellen sind Veröffentlichungen aus den USA, v.a. Pimentel et al. (1999), Pimentel et al. (2000) und Pimentel et al. (2005). In Pimentel et al. (1999) bezifferten die Autoren die ökonomischen Schäden, die durch „nichteinheimische“ Arten in den USA verursacht werden, auf >138 Milliarden USD pro Jahr: *“Invading non-indigenous species in the United States cause major environmental damages and losses adding up to more than \$138 billion per year. There are approximately 50,000 foreign species and the number is increasing. About 42% of the species on the Threatened or Endangered species lists are at risk primarily because of non-indigenous species”* (Pimentel et al. 1999, p. 1).

In Pimentel et al. (2005) wurden die Kosten für Schäden durch Zebramuscheln nach unten korrigiert, einige andere Posten jedoch nach oben korrigiert. Deshalb beziehe ich mich im Folgenden auf die Zahlen von 2005. Der größte Anteil der Kosten entfällt auf Verluste und Ausgaben in der Landwirtschaft für Pestizide etc. (insgesamt 56 %) ²⁰: *crop weeds 27*

²⁰ Die Summe aller Posten der Tabelle 1 in Pimentel et al. (2005) ergibt 148,7 Milliarden USD. Pimentel et al. (2005) geben in der Tabelle und im Text irrtümlich nur 120,1 Milliarden USD an.

Milliarden USD, *weeds in pastures* 6 Milliarden USD, *crop pests (arthropods)* 14,4 Milliarden USD, *crop plant pathogens* 21,5 Milliarden USD, *livestock diseases* 14 Milliarden USD (insgesamt 82,9 Milliarden USD). Die Schäden in der Forstwirtschaft belaufen sich auf insgesamt 4,2 Milliarden USD. Auch Rasenflächen, Gärten und Golfplätze sind in der Auflistung enthalten (insgesamt 5 Milliarden USD für *weeds, pests and plant pathogens in lawns, gardens, golf courses*). So wird z.B. in Rasen Löwenzahn (*Taraxacum officinale*) bekämpft. Allein für die Bekämpfung „nichteinheimischer“ Arten in Golffrasen werden 1 Milliarde USD jährlich veranschlagt.

Ein sehr großer Posten sind die Schäden, die von Ratten verursacht werden: die Vernichtung von Getreidevorräten und anderen Materialien, die Verursachung von Feuer durch durchgebissene Elektrokabel und die Übertragung von Krankheiten. Insgesamt belaufen sich die Schäden durch „nichteinheimische“ Ratten auf 19 Milliarden USD pro Jahr.

Ein weiterer sehr hoher Posten entfällt auf Schäden durch Katzen (17 Milliarden USD). Die Schäden durch Katzen ergeben sich aus folgender Rechnung: Es gibt in den USA 63 Millionen Hauskatzen und 30 Millionen verwilderte Katzen.²¹ Jede verwilderte Katze tötet jährlich 8 „einheimische“ Vögel (insgesamt 240 Millionen Vögel in den USA) im Jahr. Pro Vogel werden 30 USD Verlust berechnet. In die Gesamtrechnung gehen auch getötete Fische ein. Hinzu kommen Verluste an „einheimischen“ kleinen Säugetieren, Amphibien und Reptilien, die noch nicht in die Rechnung aufgenommen wurden. Auch die Verluste durch Hauskatzen sind noch nicht in der Rechnung enthalten.

Dagegen sind die Schäden, die durch verwilderte Hunde verursacht werden, eher bescheiden: hier werden jährliche Verluste an Nutzvieh (Schafe, Ziegen etc.) von 10 Millionen USD angegeben. Hinzu kommen noch einmal 250 Millionen USD für Hundebisse durch Haushunde und verwilderte Hunde (Kosten für die medizinische Versorgung und für Arbeitsausfälle).

Weitere Posten sind u.a. Verunreinigungen durch Tauben (*Columba livia*) (1,1 Milliarden USD), Schäden an technischen Einrichtungen, z.B. durch Zebramuscheln (1 Milliarde USD), aber auch die Kosten für „nichteinheimische“ *human diseases* wie AIDS, Syphilis und Influenza²².

Bleiben noch die Kosten für die Bekämpfung der „invasiven“ Arten in den natürlichen und halbnatürlichen Ökosystemen. Hier werden z.B. für die Bekämpfung von *Lythrum salicaria* („*Public Enemy #1 on Federal Lands*“; ATTRA 1997)²³ 45 Millionen USD pro Jahr angesetzt, für die Bekämpfung von „*aquatic weeds*“ insgesamt 110 Millionen USD pro Jahr.

Die Gesamtsumme aller geschätzten Kosten beläuft sich in der Publikation von Pimentel et al. (2005), die im Text zu ca. 90% mit der Veröffentlichung von Pimentel et al. (2000) übereinstimmt auf 148,7 Milliarden USD pro Jahr.

Nach dem gleichen Muster wie für die USA wurden in einer Publikation von Pimentel et al. (2001) Zahlen für die USA, UK, Australien, Südafrika, Indien und Brasilien zusammen

²¹ Die Hauskatze (*Felis catus*) zählt ebenfalls zu den „100 of the World's Worst Invasive Alien Species“ (Global Invasive Species Database 2017).

²² Kein vernünftiger Mensch wird bestreiten, dass man etwas gegen die Ausbreitung von AIDS oder anderer Krankheiten unternehmen sollte. Dies gilt jedoch auch für die Gebiete, wo diese Pathogene „einheimisch“ sind.

²³ Dass auch *Lythrum salicaria* (*purple loosestrife*) beileibe nicht die negativen Auswirkungen hat, die dieser Art in Nordamerika zugeschrieben werden, zeigen inzwischen zahlreiche Veröffentlichungen (Anderson 1995; Treberg & Husband 1999; Whitt et al. 1999; Farnsworth & Ellis 2001; Morrison 2002; Hager & Vinebrooke 2004).

präsentiert. Die Autoren kommen auf eine Gesamtsumme von >314 Milliarden USD pro Jahr für einige der über 120.000 „*non-native species of plants, animals and microbes*“.

Würde man alleine die weltweiten Ausgaben im Gesundheitswesen für die Bekämpfung von AIDS, Ebola, Zika, Syphilis, Vogelpest und anderen Krankheiten, die von „nichteinheimischen“ Erregern verursacht werden, berechnen, so könnte man noch zu viel Höheren Kosten durch „invasive“ Arten kommen. Vielleicht werden uns demnächst neue Zahlen präsentiert?

In einem Report der ESA (Ecological Society of America) kommt diese Forderung auch zum Ausdruck. So heißt es gleich in der Einleitung: „*Invasions by nonindigenous species are a growing global problem, costing U.S. taxpayers hundreds of billions of dollars annually in environmental degradation, lost agricultural productivity, expensive prevention and eradication efforts, and increased health problems* (Vitousek et al. 1996, Mack et al. 2000, Sala et al. 2000, Mooney et al. 2005). *The only study to attempt a nationwide estimate of the economic costs to the United States of nonindigenous species concluded that annual costs exceed \$120 billion* (Pimentel et al. 2005) *or about \$1100 per household annually. While Pimentel et al. (2005) did not account for the economic benefits that some of the species provide, they also examined only a small subset of harmful species, and did not include many environmental damages caused by the species that were examined. Including these other factors would likely mean that the net costs of invasive species are much higher, and they are clearly growing.*“ (Lodge et al. 2006, p. 2036)

Warum zitieren und fordern nun „Invasionsbiologen“ solche Zahlen²⁴ – auch wenn sie vorgeben, dass es ihnen nicht um Maisäcker, Golfrasen oder den Taubendreck in Städten geht, sondern darum, „natürliche“ Ökosysteme vor „invasiven“ Arten zu schützen? Geht es vielleicht darum, Eindruck zu machen, die Bedeutung ihres Anliegens zu erhöhen, mehr Geld für ihre Forschung zu bekommen?

Wenn Invasionsbiologen überhaupt derartige Zahlen über ökonomische Schäden und Kosten zitieren, müssten sie doch zunächst von ihrem eigenen Bezug ausgehen, d.h. welche Arten für sie jeweils „invasiv“ sind (siehe These 3), in welchen Bereichen Schäden entstehen und mit welchen Methoden diese zu berechnen sind.

Nach Simberloff (2011b) geht es bei „invasiven“ Arten nur um Arten, die in natürlichen und halbnatürlichen Ökosystemen vorkommen. Ausgaben in der Land- und Forstwirtschaft für Herbizide und Pestizide, mechanische Bekämpfung etc. dürften somit in Rechnungen über ökonomische Schäden „invasiver“ Arten nicht erscheinen, ebenso wenig auch Schäden durch Ratten, Katzen und Hunde außerhalb von „natürlichen“ oder „halbnatürlichen“ Ökosystemen. Auch Kosten für die Reinigung von Kühlsystemen in Kernkraftwerken, die Bekämpfung von „Unkraut“ in Golfrasen oder Ausgaben für die Heilung von Hundebissen im häuslichen Bereich dürften hier nicht auftauchen.

Fehlende Bilanzierung

Wenn man allerdings anthropogene Ökosysteme mit einbezieht und alle Ökosystemleistungen von „fremden“ Arten berücksichtigt, müsste man auch bilanzieren, d.h. nicht nur den Schaden durch „nichteinheimische“ Arten benennen, sondern auch deren Nutzen zugestehen: z.B. den Nutzen von „nichteinheimischen“ Spatzen und Bienen für die Landwirtschaft, die Ökosystemleistungen von „nichteinheimischen“ Pflanzen in urbanen Ökosystemen

²⁴ Die Publikationen von Pimentel et al. (1999, 2000, 2001, 2005) wurden zusammen inzwischen mehr als 6500 mal zitiert (Stand November 2016), darunter von ganzen Gruppen von Invasionsbiologen (z.B. Lambdon et al. 2008; Vilà et al. 2010).

(Klimaverbesserung, Staubbindung, Erosionsschutz, Pollen- und Nektarangebot, Früchte etc.). Auch die in den USA als besonders schlimm geltenden Zebramuscheln verursachen nicht nur Schäden an Kühlsystemen, sondern reinigen auch Gewässer, bieten Nahrung für Wasservögel und Fische und dienen als Bioindikatoren für limnische Ökosysteme. So wurden etwa der stark eutrophierte Erie-See und andere Seen in Nordamerika in erster Linie durch Zebramuscheln wieder sauberer (Sagoff 1999).

Einige der „invasiven“ Arten, gegen die in den USA sogar von staatlicher Seite (dem „Federal Interagency Weed Committee“) ein Abwehrkampf organisiert wird, wie z.B. gegen *Hypericum perforatum* (siehe Pimentel et al. 2000), sind zugleich medizinische Heilpflanzen. Müsste man hier nicht auch den Nutzen dieser „nichteinheimischen“ Art für die menschliche Gesundheit gegenrechnen? Von den 200 *aliens* im Gebiet des Columbia Plateau of Washington sind ca. 40% ursprünglich als Nutz- oder Zierpflanzen eingeführt worden (Mack 1986).

Unverhältnismäßigkeit der Mittelausgabe

Bleibt noch die Frage, ob die Ausgaben für die Bekämpfung von „invasiven“ Arten aus volkswirtschaftlicher Sicht sinnvoll sind.

So wurden z.B. für die Bekämpfung von *Prunus serotina*, die in Europa zu den „100 of the worst invasive aliens“ (DAISIE) gezählt wird, in einem 750 ha großen Berliner Kiefernforst 10,2 Millionen Euro in einem Zeitraum von ca. 20 Jahren ausgegeben (Starfinger et al. 2003). Das sind Kosten von 13.600 Euro pro ha. Im Vergleich dazu sind die Kosten für eine Erstaufforstung mit Kiefer sogar geringer; z.B. 4000-12.000 Euro pro ha je nach den lokalen Bedingungen (Staatsbetrieb Sachsenforst 2014).

In den Niederlanden wurden nach Olsthoorn & van Hees (2002) in einem Zeitraum von 40 Jahren ca. 100 Millionen Euro für die Bekämpfung von *Prunus serotina* auf 100.000 ha Forstfläche ausgegeben. Die Bekämpfung erfolgte mechanisch und mit Herbiziden (2-4-5-T, Ammoniumsulfamat und Glyphosat). Aufgrund des geringen Erfolgs und der hohen Kosten hat man es in den Niederlanden inzwischen aufgegeben, *Prunus serotina* flächendeckend zu bekämpfen.

Die von Invasionsbiologen bezifferten ökonomischen Schäden, die von invasiven Arten verursacht werden, beinhalten auch Ausgaben für erfolglose Bekämpfungen. Nach Kowarik (2003, S. 310) waren in Niedersachsen nur 23% der Bekämpfungsanstrengungen gegen Neophyten erfolgreich.

Die Bekämpfung der „invasiven fremden“ Arten ist inzwischen ein Geschäftszweig geworden.

Die Bekämpfung von „nichteinheimischen“ Arten wird zum Teil von Freiwilligen organisiert (z.B. *squirrel clubs*), zum Teil aber auch durch staatliche Einrichtungen oder private Naturschutzorganisationen finanziert. In manchen Ländern, z.B. in den USA ist die Bekämpfung von „invasiven“ Arten inzwischen zu einem Geschäftszweig geworden. So wurde etwa für die Bekämpfung von *Tamarix* ein spezieller *brushbuster* zum Versprühen von Herbiziden entwickelt und zum Verkauf angeboten (<https://www.youtube.com/watch?v=SIycomVE0m4#t=368.621088>; aufgerufen am 20.11.2016).

8) Die „Invasionsbiologie“ enthält Elemente einer Pseudowissenschaft.

David Theodoropoulos veröffentlichte im Jahr 2003 ein Buch mit dem Titel „*Invasion Biology – Critique of a Pseudoscience*“ (Theodoropoulos 2003). Darin listet er 24 Statements von „Invasionsbiologen“ auf, die er allesamt für empirisch nicht belegt und unhaltbar hält, so

z.B. die Behauptungen „*All movement of living things by man is unnatural and harmful*“, „*Each native species is perfectly adapted to its particular location*“, *the newcomers „are competitively superior to the natives*“, *Newcomers tend to create „monocultures of no use to native species*“, „*Invasion can corrode virtually every level of biological organization*“ – um nur einige zu nennen.

Theodoropoulos (2003) benennt mehr als 20 Indikatoren, die auf die „Invasionsbiologie“ zutreffen und sie als Pseudowissenschaft charakterisieren: „*failure to define terms operationally*“ (p. 125), „*unfalsifiable hypotheses – dependence on narrative assertion*“ (p. 126), „*confirmatory collection of anecdote*“ (p. 126), „*observational bias*“ (p. 127), „*experimenters’ regress*“ (p. 127), „*selection of data*“ (p. 127), „*low standards of evidence*“ (p. 127), „*reinterpretation of data to indicate harm*“ (p. 128), „*confusion of terms*“ (p. 128), „*errors of attribution*“ (p. 129), „*failure of precision*“ (p. 129), „*invalid generalization*“ (p. 129), „*circular reasoning*“ (p. 129), „*inability to perceive or criticize flaws and contradictions of the hypothesis*“ (p. 130), „*biased communication*“ (p. 131), „*confirmatory citation bias*“ (p. 132), „*paranoia*“ (p. 132), „*isolation*“ (p. 132), „*anthropomorphism*“ (p. 133) and other indicators like „*phantoms, rationalization traps, sincere authorities, associations of shared beliefs with rituals, jargon, shared goals and feelings, vivid appeals, pre-persuasion*“ (p. 135).

Sicher werden nicht alle Merkmale auf „Invasionsbiologen“ und von der Invasionsbiologie beeinflusste Naturschützer gleichzeitig und gleichermaßen zutreffen, aber einige dieser Indikatoren treffen in der Regel zu. Einige der von Theodoropoulos genannten Charakteristika wurden bereits oben behandelt, so der Anthropomorphismus und die verwirrende Terminologie, die für jeden etwas bietet, für die gemäßigten Gegner wie für die *hardliner* des Abwehrkampfes gegen die „*invasive aliens*“. Im Folgenden sollen noch einmal ein paar Punkte exemplarisch behandelt werden.

Es werden falsche Behauptungen aufgestellt.

In der invasionsbiologischen Literatur findet man die Behauptung, dass Neophyten für die „heimische“ Tierwelt nichts zu bieten hätten, ja sogar schädlich wären. So wird z.B. in einer Broschüre der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg über „*Neophyten als Problempflanzen im Naturschutz*“ verallgemeinernd behauptet, dass Neophyten praktisch nicht von Fraßschädlingen oder Parasiten befallen werden (Schuldes & Kübler 1991, S. 4). In der Broschüre wird über die Kanadische Goldrute (*Solidago canadensis*) gesagt: „*Die Goldrute hat z.B. in ihrer Heimat Nordamerika 293 Insektenarten als Fraßschädlinge, hierzulande jedoch keinen einzigen*“ (Schuldes & Kübler 1991, S. 5). Weber (2000) konstatiert für europäische Populationen der Kanadischen Goldrute zwar einen geringeren Herbivorendruck im Vergleich zu nordamerikanischen Populationen. Er nennt jedoch allein für die Schweiz eine Zahl von 55 phytophagen Insekten an *Solidago altissima* (Schweizer Kollegen bezeichnen *S. canadensis* als *S. altissima*, Anmerkung des Verfassers).

Auch die rasche Ausbreitung der Rosskastanienminiermotte von ihrem Ursprungsgebiet im Südosten Europas nach Norden zeigt, dass die Annahme, Neophyten hätten keine Fraßschädlinge, revisionsbedürftig ist. Die „*Enemy Release Hypothesis*“, d.h. die Hypothese, dass eingeführte Arten in ihrem neuen Areal keine „Feinde“ hätten, ist inzwischen vielfach widerlegt worden (Clay 1995; Vermeij 1996; Chew & Laubichler 2003; Colautti et al. 2004).

In Deutschland wurde lange Zeit in Naturschutzkreisen die Behauptung verbreitet, dass „nichteinheimische“ Linden Hummelkiller wären. Genauere Untersuchungen zeigten, dass auch dies eine falsche Behauptung war (siehe oben).

Die Behauptung, dass „nichteinheimische“ Pflanzen für „einheimische“ Tiere nichts zu bieten hätten, wird auch durch die große Anzahl blütenbesuchender Insekten widerlegt, die an Neophyten ein Nahrungsangebot finden.

Flügel (2013) beobachtete in Deutschland und Südschweden Blütenbesucher aus der Gruppe der Faltenwespen. In einer Tabelle mit 27 Blütenpflanzen, die 10 Arten und mehr aufweisen, steht *Solidago canadensis* mit 26 blütenbesuchenden Arten an erster Stelle.

Dem Drüsigen Springkraut (*Impatiens glandulifera*), das ebenfalls zu den „100 of the Worst“ (DAISIE) gerechnet wird, wird angelastet, dass durch seine Anwesenheit „einheimische“ Pflanzen weniger Blütenbesucher hätten (Chittka & Schürkens 2001). Das Drüsige Springkraut ist jedoch auch eine spezialisierte Hummelblume, die zu einem Zeitpunkt blüht, an dem Hummeln wenig andere Pollen- und Nektarpflanzen finden (Schwabe & Kratochwil 1991).

Über *Impatiens glandulifera* wurde auch spekuliert, dass diese einjährige Art die ausdauernde Brennnessel (*Urtica dioica*) dominiert und ersetzt (DAISIE) – eine gewagte These, da Konkurrenzverdrängung ausdauernder Rhizomstauden durch einjährige Arten ein äußerst seltenes Phänomen sein dürfte. Derartige Spekulationen über Konkurrenzverdrängung sollten nicht hinreichend sein, um eine Art auf die Liste der „100 of the Worst“ zu setzen. Bis heute gibt es keine wirklich überzeugende Studie, die belegt, dass *Urtica dioica* durch interspezifische Konkurrenz von *Impatiens glandulifera* verdrängt wird (siehe hierzu auch Lohmeyer & Sukopp 1992).

Es wird spekuliert oder es werden Zuschreibungen gemacht, deren Bedeutung übertrieben wird.

Eine häufige Behauptung ist, dass die „invasiven“ Arten den „heimischen“ Arten in der Konkurrenz überlegen wären und „einheimische“ Arten verdrängen (siehe die bereits oben erwähnten Beispiele über *Sciurus carolinensis* und *S. vulgaris* oder *Impatiens glandulifera* und *Urtica dioica*). Dies mag in einigen Fällen sogar zutreffen, kann aber keineswegs verallgemeinert werden. Es wird außer Acht gelassen, dass die „Konkurrenzkraft“ einer Art immer abhängig ist von Ort (den ökologischen Standortfaktoren) und Zeit (dem Auftreten im Verlauf von Sukzessionen), der Relation zu anderen Arten, mit denen konkurriert wird, Nahrungsnetzen, Pflanzen-Boden-Interaktionen, stochastischen Ereignissen etc.; auch positive Interaktionen zwischen „invasiven“ und „einheimischen“ Arten sind nicht ausgeschlossen (siehe z.B. Rebele 2000 für Mischkulturen mit *Solidago canadensis*).

Versuche zur Konkurrenz bzw. Metaanalysen über Arbeiten zur Interaktion zwischen Arten müssten neben der Konkurrenz auch mutualistische Beziehungen einschließen und darauf achten, dass bei der Auswahl der publizierten Arbeiten nicht einseitig vorgegangen wird (z.B. nur mit Suchbegriffen wie „invasive“ oder „alien“ gesucht wird, da nicht alle Autoren von „invasiven“ Arten sprechen, wenn sie z.B. über Goldruten publizieren), die Experimente oder Freilandbeobachtungen auch einen dem Lebenszyklus der „konkurrierenden“ Arten angemessenen Zeitraum umfassen und unterschiedliche Umweltbedingungen in die Betrachtung einbezogen werden.

Wenn in der vegetationskundlichen Invasionsliteratur von Verdrängung „einheimischer“ Arten durch „invasive“ Arten die Rede ist, sollte man sehr misstrauisch sein. In vielen Fällen handelt es sich bei Vegetationsveränderungen eher um eine Besiedlung neuer offener Habitats oder um einen Ersatz (*replacement*) aufgrund anthropogener Habitatveränderung und nicht um Konkurrenzausschluss (*displacement*). Zu beachten sind auch mögliche Ablösungen in der Dominanz von Arten im Verlauf von Sukzessionen. So löst z.B. die ausdauernde *Solidago canadensis* auf Aufschüttungsböden zusammen mit anderen ausdauernden Arten kurzlebige

Arten wie z.B. *Melilotus alba* ab, um ihrerseits wieder von Gehölzen abgelöst zu werden (Rebele 2008).

Aus Deutschland ist bisher kein Beispiel dokumentiert, wo eine „einheimische“ Pflanzenart durch Konkurrenzausschluss seitens einer „nichteinheimischen“ Art ausgestorben wäre. Ähnliches gilt auch für Nordamerika (siehe oben).

Dass es sehr vom subjektiven Empfinden abhängt, welche Art jeweils als Problem betrachtet wird, zeigt folgendes Beispiel aus Nordamerika in Bezug auf die dort einheimische Kanadische Goldrute: *“For example, for some restorationists Canada goldenrod was a huge problem, occupying large areas of prairie and crowding out other species, but for other restorationists it was just a typical part of the prairie ecosystem.”* (Allison 2011; p. 268) Offensichtlich besteht das Problem für manche „Renaturierer“ darin, dass einige Arten wie z.B. die Kanadische Goldrute in der Prärie dominant sind. Dies zeugt von geringem ökologischen Sachverstand, da Dominanz weniger Arten für bestimmte Lebensgemeinschafts-Ökosysteme eben charakteristisch ist (was allerdings nicht ausschließt, dass diese Lebensgemeinschaften dennoch artenreich sein können).

Wertende Aussagen als Antrieb zum Handeln

Problematisch ist in jedem Fall der wertende und normative Charakter der „Invasionsbiologie“, d.h. die Beurteilung von Arten nach ihrer Herkunft und die damit verbundenen wertenden Behauptungen, die aufgestellt werden – nicht selten verbunden mit verdammenden Verwünschungen. Auffällig ist in vielen Publikationen von Invasionsbiologen die Hervorhebung des Negativen und die Minimierung des Positiven bei den *invasive aliens, exotics* etc., die Charakterisierung der Arten als „aggressiv“, „schädlich“. Low (2007) schreibt: *„‘Exotic‘ becomes a code for ,unwanted, undesirable, harmful‘”* (p. 222).

Stromberg et al. (2009) zeigen am Beispiel von *Tamarix* auf, wie sich die Wahrnehmung zu eingeführten Arten verändern kann und welche Rolle Wissenschaftler dabei haben. Eurasiatische *Tamarix*-Arten (*saltcedar*) wurden im Westen der USA zur Erosionkontrolle entlang von Flussläufen eingeführt (siehe oben). Seit den 1990er Jahren veränderte sich die Wahrnehmung: aus einem geschätzten Import wurde ein übler Eindringling (*invader*), der in großem Stil bekämpft wird. Das negative Bild von *Tamarix* wurde u.a. durch folgende Methoden erzeugt: 1) durch Zitieren veralteter Quellen (z.B. über den Wasserverbrauch); 2) Ableitung von Ursachen aus Korrelationen; 3) Schlussfolgerungen, die außerhalb des Geltungsbereiches der eigenen Studie liegen; 4) Hervorheben von Resultaten, die die Art als extrem unnatürlichen Agenten der Veränderung darstellen.²⁵

9) Die Invasionsbiologie ist so erfolgreich, weil sie bewusst oder unbewusst an fremdenfeindlichen Haltungen und Instinkten andockt und in Teilen der Gesellschaft Abwehrreflexe auslöst. „Invasive“ Arten werden als Problem dargestellt, das durch Bekämpfung gelöst werden muss.

In den letzten 30 Jahren hat sich ein enger Kreis von „Invasionsbiologen“ etabliert, der durch seine erkenntnistheoretische Abgeschlossenheit auffällt (Kirschner 2013). Der Boom, den die „Invasionsbiologie“ derzeit trotz dieses Mankos dennoch erlebt, zeigt sich daran, dass sie sich nicht nur auf den engeren Kreis von Wissenschaftlern mit ihren eigenen Zeitschriften beschränkt ist, sondern auch die Gesetzgebung (siehe oben) und die Naturschutzpraxis

²⁵ Eine ausführliche Darstellung wie *Tamarix* in den USA zum Monster gemacht wurde gibt auch Chew (2009).

beeinflusst. Nach DAISIE gibt es allein in Europa 2440 Experten für „biologische Invasionen“, die ihre Dienste anbieten.

Der Erfolg der Invasionsbiologie bezüglich ihrer Wahrnehmung in einer breiteren Öffentlichkeit ist eben nicht in erster Linie einer guten wissenschaftlichen Arbeit zuzuschreiben. Sie ist so erfolgreich, weil sie bewusst oder unbewusst an fremdenfeindlichen Haltungen und Instinkten andockt und in Teilen der Gesellschaft Abwehrreflexe auslöst. „Invasive“ Arten werden als Problem dargestellt, das gelöst werden muss. Es wird auch mit dem Mittel der Angstmache gearbeitet, um Aufmerksamkeit zu erregen (Gobster 2005). Dementsprechend werden auch Forschungsprogramme aufgelegt, Managementpläne zur Bekämpfung aufgestellt (z.B. NISC 2001) und „Aufklärungs“kampagnen gestartet, um gegen „biologischen Invasionen“ mobil zu machen. Zunehmend wurden auch gesetzliche Regelungen gefordert, um den Umgang mit „invasiven“ Arten zu kontrollieren (Hulme et al. 2009).

So schreibt z.B. Böhmer (2008) in der Zeitschrift des BfN „Natur und Landschaft“: „Wie die immer wieder aufflackernde Medienresonanz belegt, sind die manchmal spektakulären Invasionsprozesse geeignet, das in der Bevölkerung schwindende Interesse an Naturschutzfragen neu zu beleben. Die feste Integration biologischer Invasionen im Schulunterricht und Studiengängen, die gezielte Popularisierung problematischer Arten, damit sie jeder Bürger vor Ort erkennen kann, die Herausgabe von behördlichen Presseinformationen, die in betroffenen Regionen ohne Zeitverlust von Redakteuren der lokalen Medien als Kurzinformationen übernommen werden können – so können künftige Schritte aussehen“ (p. 398). Inzwischen gibt es zahlreiche Beispiele dafür, dass dieser Ruf auch in Deutschland erhört wurde (siehe z.B. Fußnote 15).

Carlton (2004) stellte fest, dass das Konzept der „ökologischen Invasionen“ ihren Gebrauchswert vor allem für die Öffentlichkeit, die Presse und die Politiker hat: „*It has utilitarian value for the three Ps, the public, the press, the politicians, the government world, and in that context, operates I think in a very powerful way. It's not a scientific concept at the moment and that's a caution for everyone*“ (zitiert nach Sagoff 2005, p. 218).

Bei den von Invasionsbiologen verwendeten Begriffen (*invasive aliens, invasional meltdown* etc.) handelt es sich keineswegs nur um Metaphern, die helfen sollen komplizierte Konzepte in der Wissenschaft besser zu verstehen, wie Simberloff (2006) meint. Es wird Neugierde erweckt und gewollt oder unabsichtlich Abneigung gegen die „Exoten“, „nichteinheimischen fremden aggressiven Invasoren“ erzeugt. Die militaristische Sprache und die politischen Vergleiche sind deshalb kein Zufall. Sie betreffen sowohl die wissenschaftliche Literatur, die Rezeption in den Medien und die Behandlung der „invasiven“ Arten bei bestimmten gesellschaftlichen Gruppen. Es ist gerade das Bedrohungsszenario, das Aufmerksamkeit erregt und zum Handeln auffordert. In Deutschland brachte es die BILD-Zeitung auf den Punkt: „*Russen-Krähen fressen unsere Singvögel auf*“ (Bild, 16.2.1994, zitiert nach Eser 1999, S. 221). Im Londoner Guardian wurde der Berg-Ahorn (*Acer pseudoplatanus*) als „*Gehölz-Faschist*“ bezeichnet, dem mit der Überquerung des Kanals etwas gelang, woran Hitler später scheiterte (zitiert nach Kowarik 2003, S. 11). In den USA findet man Schlagzeilen wie diese: „*Alien Threat*“, „*Invasive Species: Pathogens of Globalization*“, „*It's a Cancer*“ „*Stemming the Tide of Invading Species*“ (zitiert nach Subramaniam 2001, p. 137). Subramaniam (2001) konstatiert, dass die xenophobische Rhetorik gegenüber Immigranten auf Pflanzen und Tiere ausgedehnt wird („*The xenophobic rhetoric that surrounds immigrants is extended to plants and animals*“ (p. 138).

Schmoll (2007) ist der Auffassung, dass mit Kalkül Analogien beschworen werden zwischen dem Reich der Natur und der Gesellschaft, deren Ordnung gleichermaßen von „Überfremdung“ bedroht scheint: „Hier wie da werden unkontrollierte

Wanderungsbewegungen beobachtet, Migrationsbewegungen, Grenzüberschreitungen, Hybridisierungen, kurzum: die Erosion tradierter Ordnungen und ihrer zentralen Werte und Grundlagen – nämlich Eigenart, Ortsgebundenheit, Ursprung, gemeinsame Abstammung. Beschreibungsmuster von Globalisierungsfolgen wie Migration und die Ausbreitung von Neophyten und Neozoen weisen in der Tat bemerkenswerte Analogien auf“ (Schmoll 2007).

Schlußbemerkung

Die „Invasionsbiologie“ verlässt mit ihrer wertenden und normativen Haltung die Ebene der biologischen Wissenschaft und baut Feindbilder gegen die „aggressiven invasiven Fremden“ (*aggressive invasive aliens*) auf. Es wird behauptet, dass die „gebietsfremden“ „invasiven“ Arten die „einheimischen“ Arten bedrohen und verdrängen und die Integrität der „heimischen“ Lebensgemeinschaften zerstören. Der Mainstream der „Invasionsbiologie“ zeigt mehr oder weniger starke Züge einer Pseudowissenschaft. Es werden falsche oder übertriebene Behauptungen über eine Gefährdung der Diversität durch eingeführte Arten erhoben und unseriöse Rechnungen über Schäden und Kosten, die durch „invasive“ Arten entstünden, präsentiert. Vorstellungen von „Invasionsbiologen“ über die „biotische Homogenisierung“, die „Störung der Integrität von Lebensgemeinschaften“ und eine „genetische Verunreinigung“ weisen Parallelen zu völkischen und rassistischen Konzepten auf.

Mit dem Feindbild der „invasiven Arten“ wurde ein Sündenbock geschaffen, dessen Bekämpfung selbst häufig Schaden verursacht und ablenkt von den Hauptverursachern des Artensterbens, z.B. der globalen Wald- und Moorvernichtung, der Ausplünderung und Verschmutzung der Meere. Wenn Naturschutz konzentriert wird auf die Jagd und auf Ausrottungsfeldzüge gegen Neobiota, so ist dies wirklich ein sehr beschränkter und häufig auch kontraproduktiver Natur„schutz“. Durch die Fokussierung auf ein Feindbild werden einfache Erklärungsmuster geliefert, wo es gerade darauf ankommt, die komplexen Zusammenhänge aufzuzeigen, wie die Beispiele der Rolle des eingeführten Nilbarsches (*Lates niloticus*) im Viktoriasee oder der Tamarisken (*Tamarix*) in Auenökosystemen im Südwesten der USA sehr gut zeigen.

Statt der Zielsetzung, nur die „einheimische“ Diversität zu schützen, sollten die gesamte Vielfalt der Lebewesen und der natürlichen Prozesse im Blick des Naturschutzes stehen. Auch sollten andere Aufgabenbereiche des Naturschutzes, z.B. der Klimaschutz, Bodenschutz, die Sicherung von Ökosystemleistungen und Freiraumqualitäten, beachtet werden, bei denen auch eingeführte Arten eine nützliche und wichtige Rolle spielen können.

Literatur

Allee, W. C., Park, O., Emerson, A. E., Park, T., Schmidt, K. P. (1949) *Principles of animal ecology*. W.B. Saunders Company, Philadelphia.

Allison, S.K. (2011) The paradox of invasive species: Do restorationists worry about them too much or too little? In: Rotherham, I. D., & Lambert, R. A. (Eds.). *Invasive and introduced plants and animals: human perceptions, attitudes and approaches to management*. Earthscan, London, p. 265-276.

Anderson, C. B., Martinez Pastur, G., Lencinas, M. V., Wallem, P. K., Moorman, M. C., Rosemond, A. D. (2009) Do introduced North American beavers *Castor canadensis* engineer differently in southern South America? An overview with implications for restoration. *Mammal Review*, 39(1), 33-52.

Anderson, E. (1949) *Introgressive hybridization*. John Wiley & Sons, Inc., New York.

- Anderson, M. G. (1995) Interactions between *Lythrum salicaria* and native organisms: A critical review. *Environmental Management*, 19(2), 225-231.
- Anderson, R. C. (2006) Evolution and origin of the Central Grassland of North America: climate, fire, and mammalian grazers 1. *The Journal of the Torrey Botanical Society*, 133(4), 626-647.
- Araújo, M. B., Alagador, D., Cabeza, M., Nogués-Bravo, D., Thuiller, W. (2011) Climate change threatens European conservation areas. *Ecology Letters*, 14(5), 484-492.
- ATTRA (1997) *Purple Loosestrife: Public Enemy #1 on Federal Lands*. Washington, DC: ATTRA Interior Helper Internet: <http://refuges.fws.gov/NWRSFiles/HabitatMgmt/PestMgmt/LoosestrifeProblem.html>
- Baal T., Denker B., Mühlen W., Surholt B. (1994) Die Ursachen des Massensterbens von Hummeln unter spätblühenden Linden. *Natur und Landschaft*, 69. Jg., Heft 9, 412-418.
- Baillie, J., Hilton-Taylor, C., Stuart, S. N. (2004) *2004 IUCN red list of threatened species: a global species assessment*. IUCN Publications Services Unit 219c Huntingdon Road Cambridge, CB3 0DL, UK
- Baur, E., Fischer, E., Lenz, F. (1932) *Menschliche Erblichkeitslehre und Rassenhygiene*. 4. Auflage, J.F. Lehmanns Verlag, München.
- Bazzaz, F. A. (1986) Life history of colonizing plants: some demographic, genetic, and physiological features. In Mooney, H.A. & Drake, J.A. (eds.) *Ecology of biological invasions of North America and Hawaii* (pp. 96-110). Springer, New York.
- Bergmann, J.-H. (1990) Der Einfluß des Sandrohres (*Calamagrostis epigejos*) auf das Kiefernwachstum unter Bedingungen starker Stickstoffimmissionen. *Beitr. Forstwirtschaft*. 24, 12-15.
- Beutler, A. (1996) Die Großtierfauna Europas und ihr Einfluß auf Vegetation und Landschaft. In: Gerken, B. & Meyer, C. (eds.) *Wo lebten Pflanzen und Tiere in der Naturlandschaft und der frühen Kulturlandschaft Europas*, Natur- und Kulturlandschaft, Heft 1, 51-106. Höxter.
- Bianco, P. G. (1995) Mediterranean endemic freshwater fishes of Italy. *Biological Conservation*, 72(2), 159-170.
- Blackburn, T. M., Pyšek, P., Bacher, S., Carlton, J. T., Duncan, R. P., Jarošík, V., Wilson, J.R.U., Richardson, D. M. (2011) A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in Ecology & Evolution*, 26(7), 333-339.
- Blair, R. (2004) The effects of urban sprawl on birds at multiple levels of biological organization. *Ecology and Society* 9 (5), 2. [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol9/iss5/art2>
- Bleeker, W., Schmitz, U., & Ristow, M. (2007) Interspecific hybridisation between alien and native plant species in Germany and its consequences for native biodiversity. *Biological Conservation*, 137(2), 248-253.
- Böhmer, H. J. (2008) Biologische Invasionen—globale Herausforderung oder lokales Problem? *Natur und Landschaft*, 83(9/10), 394-398.
- Bormann, F. H. & Likens, G. (1979) *Pattern and process of a forested ecosystem*. Springer, New York, NY. 253 pp.
- Born, W., Rauschmayer, F., Bräuer, I. (2005) Economic evaluation of biological invasions - a survey. *Ecological Economics*, 55(3), 321-336.
- Bornkamm, R. (2007) Spontaneous development of urban woody vegetation on differing soils. *Flora*, 202, 695-704.
- Bornkamm, R., (2008) Vierzig Jahre spontane Vegetationsentwicklung auf unterschiedlichen Böden, in: Rebele, F. & Bornkamm, R. (eds.) *Vom Wildkraut zum Urwald – Die Entwicklung urbaner Wälder im ökologischen Versuchsgarten „Kehler Weg“ in Berlin-Dahlem*. Shaker, pp. 33-80.
- Botkin, D. B. (1996) Adjusting Law to Nature's Discordant Harmonies. *Duke Environmental Law & Policy Forum* 7, 25, p. 25-38.

- Botkin, D. B., Saxe, H., Araújo, M. B., Betts, R., Bradshaw, R. H., Cedhagen, T., Chesson, P., Dawson, T. P., Etterson, J. R., Faith, D. P., Ferrier, S., Guisan, A., Skjoldborg Hansen, A., Hilbert, D. W., Loehle, C., Margules, C., New, M., Sobel, M. J., Stockwell, D. R. B. (2007) Forecasting the effects of global warming on biodiversity. *Bioscience*, 57(3), 227-236.
- Bradshaw, A.D., (1983) The reconstruction of ecosystems. *Journal of Applied Ecology*, 20, 1-27.
- Bradshaw, R. H. W. & Lindbladh, M. (2005) Regional spread and stand-scale establishment of *Fagus sylvatica* and *Picea abies* in Scandinavia. *Ecology*, 86(7), 1679-1686.
- Breed, M. F., Stead, M. G., Ottewell, K. M., Gardner, M. G., Lowe, A. J. (2013) Which provenance and where? Seed sourcing strategies for revegetation in a changing environment. *Conservation Genetics*, 14(1), 1-10.
- Bright, C. (1998) *Life out of bounds: bioinvasion in a borderless world*. WW Norton & Company, New York, London.
- Bright, C. (1999) Invasive species: pathogens of globalization. *Foreign Policy*, 116, 50-64.
- Brown, J. H. & Sax, D. F. (2005) Biological invasions and scientific objectivity: reply to Cassey et al. (2005). *Austral Ecology*, 30(4), 481-483.
- Brown, J. H. & Sax, D.F. (2004) An Essay on Some Topics Concerning Invasive Species. *Austral Ecology* 29, 530–536.
- Brown, N. (1997) Re-defining native woodland. *Forestry*, 70(3), 191-198.
- Burney, D. A. & Flannery, T. F. (2005) Fifty millennia of catastrophic extinctions after human contact. *Trends in Ecology & Evolution*, 20(7), 395-401.
- Burney, D. A., Burney, L. P., Godfrey, L. R., Jungers, W. L., Goodman, S. M., Wright, H. T., Jull, A. T. (2004) A chronology for late prehistoric Madagascar. *Journal of Human Evolution*, 47(1), 25-63.
- Butchart, S. H. M., Walpole, M., Collen, B., van Strien, A., Scharlemann, J. P. W., Almond, R. E. A., et al. (2010) Global biodiversity: indicators of recent declines. *Science*, 328(5982), 1164-1168.
- Cable, T. T., Fick, W. H., Raynor, E. J. (2015) The Potential Impacts of Saltcedar Eradication (*Tamarix* sp.) on the Birds of the Cimarron National Grassland. *Transactions of the Kansas Academy of Science*, 118(1-2), 41-47.
- Callaway, R. M. (1997) Positive interactions in plant communities and the individualistic-continuum concept. *Oecologia*, 112(2), 143-149.
- Callicott, J. B. (2000) Contemporary criticisms of the received wilderness idea. USDA Forest Service Proceedings RMRS-P-15-VOL-1. 2000, p. 24-31.
- Canadell, JG, Le Quéré, C, Raupach, MR, Field, CB, Buitenhuis, ET, Ciais, P, Conway, TJ, Gillett, NP, Houghton, RA, Marland, G (2007) Contributions to accelerating atmospheric CO₂ growth from economic activity, carbon intensity, and efficiency of natural sinks. www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.0702737104
- Carey, M. P., Sanderson, B. L., Barnas, K. A., Olden, J. D. (2012) Native invaders—challenges for science, management, policy, and society. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 10(7), 373-381.
- Carlton, J. T. (1996) Biological invasions and cryptogenic species. *Ecology*, 77(6), 1653-1655.
- Carlton, J. T. (2004) “Invasions in the World’s Oceans: How Much Do We Know, and What Does the Future Hold?” Lecture delivered at the March 2004 meeting of the American Institute of Biological Sciences.
- Carter, J. & Leonard, B. P. (2002) A review of the literature on the worldwide distribution, spread of, and efforts to eradicate the coypu (*Myocastor coypus*). *Wildlife Society Bulletin*, 30(1), 162-175.
- Cassey, P., Blackburn, T. M., Duncan, R. P., Chown, S. L. (2005) Concerning invasive species: reply to Brown and Sax. *Austral Ecology*, 30(4), 475-480.

- Chalker-Scott, L. (2015) Nonnative, noninvasive woody species can enhance urban landscape biodiversity. *Arboriculture & Urban Forestry*, 41(4), 173-186.
- Chew, M. K. & Hamilton, A. L. (2011) The rise and fall of biotic nativeness: a historical perspective. *Fifty years of invasion ecology: the legacy of Charles Elton*, 35-48.
- Chew, M. K. & Laubichler, M. D. (2003) Natural Enemies--Metaphor or Misconception? *Science*, 301(5629), 52-53.
- Chew, M. K. (2009) The monsterring of tamarisk: how scientists made a plant into a problem. *Journal of the History of Biology*, 42(2), 231-266.
- Chittka, L. & Schürkens, S. (2001) Successful invasion of a floral market - An exotic plant has moved in on Europe's river banks by bribing pollinators. *Nature*, 411, 653.
- Clarkson, B. D., Wehi, P. M., Brabyn, L. K. (2007) A spatial analysis of indigenous cover patterns and implications for ecological restoration in urban centres, New Zealand. *Urban Ecosystems*, 10(4), 441-457.
- Clavero, M., Villero, D., & Brotons, L. (2011). Climate change or land use dynamics: do we know what climate change indicators indicate?. *PLoS One*, 6(4), e18581, 1-8.
- Clay, K. (1995) Correlates of pathogen species richness in the grass family. *Canadian Journal of Botany*, 73(S1), 42-49.
- Clements, F. E. (1916) *Plant succession: an analysis of the development of vegetation* (No. 242). Carnegie Institution of Washington.
- Clements, F. E. (1936) Nature and structure of the climax. *Journal of Ecology*, 24(1), 252-284.
- Colautti, R. I. & MacIsaac, H. J. (2004) A neutral terminology to define 'invasive' species. *Diversity and Distributions*, 10(2), 135-141.
- Colautti, R. I., Grigorovich, I. A., MacIsaac, H. J. (2006) Propagule pressure: a null model for biological invasions. *Biological Invasions*, 8(5), 1023-1037.
- Colautti, R. I., Ricciardi, A., Grigorovich, I. A., MacIsaac, H. J. (2004) Is invasion success explained by the enemy release hypothesis? *Ecology Letters*, 7(8), 721-733.
- Currat, M., Ruedi, M., Petit, R. J., Excoffier, L. (2008) The hidden side of invasions: massive introgression by local genes. *Evolution*, 62(8), 1908-1920.
- D'Antonio, C.M. & 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.
- Daehler, C. C. (1998) The taxonomic distribution of invasive angiosperm plants: ecological insights and comparison to agricultural weeds. *Biological Conservation*, 84(2), 167-180.
- DAISIE (Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe) <http://www.europe-aliens.org/default.do>; aufgerufen 28.02.2017
- Darwin C. (1881) *The Formation of vegetable mould through the action of worms with observations on their habits*. Murray, London.
- 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., Del Tredici P., Suding K.N., Ehrenfeld J.G., Grime J.P., Mascaro J., Briggs J.C. (2011) Don't judge species on their origins. *Nature*, 474: 153-154.
- Davis, M. A. & Pelsor, M. (2001) Experimental support for a resource-based mechanistic model of invasibility. *Ecology letters*, 4(5), 421-428.
- Davis, M. A. (2003) Biotic globalization: does competition from introduced species threaten biodiversity? *BioScience*, 53(5), 481-489.

- Davis, M. A. (2006) Invasion biology 1958-2005: The pursuit of science and conservation. In *Conceptual ecology and invasion biology: reciprocal approaches to nature* (pp. 35-64). Springer Netherlands.
- Davis, M. A., Thompson, K., Grime, J. P. (2001) Charles S. Elton and the dissociation of invasion ecology from the rest of ecology. *Diversity and Distributions*, 7(1-2), 97-102.
- Davis, M. A., Thompson, K., Philip Grime, J. (2005) Invasibility: the local mechanism driving community assembly and species diversity. *Ecography*, 28(5), 696-704.
- Debeljak, M., Ficko, A., Brus, R. (2015) The use of habitat and dispersal models in protecting European black poplar (*Populus nigra* L.) from genetic introgression in Slovenia. *Biological Conservation*, 184, 310-319.
- Dennison, P. E., Nagler, P. L., Hultine, K. R., Glenn, E. P., & Ehleringer, J. R. (2009) Remote monitoring of tamarisk defoliation and evapotranspiration following saltcedar leaf beetle attack. *Remote Sensing of Environment*, 113(7), 1462-1472.
- Drake, J. A. (1990) The mechanics of community assembly and succession. *Journal of Theoretical Biology*, 147(2), 213-233.
- Dudley, T. L. & Bean, D. W. (2012) Tamarisk biocontrol, endangered species risk and resolution of conflict through riparian restoration. *BioControl*, 57(2), 331-347.
- Duncan, R. P. & Blackburn, T. M. (2004) Extinction and endemism in the New Zealand avifauna. *Global Ecology and Biogeography*, 13(6), 509-517.
- Duncan, R. P., Blackburn, T. M., Worthy, T. H. (2002) Prehistoric bird extinctions and human hunting. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 269(1490), 517-521.
- Ellenberg, H. (1985) Veränderungen der Flora Mitteleuropas unter dem Einfluss von Düngung und Immissionen. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen*, 135, 19-39.
- Ellenberg, H. (1996) *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*. 5. Aufl., Ulmer, Stuttgart.
- Elliott, M. (2003) Biological pollutants and biological pollution – an increasing cause for concern. *Marine Pollution Bulletin*, 46(3), 275-280.
- Ellis, G.R. (1993) *Aliens in the British Flora*. National Museum of Wales, Cardiff.
- Elton, C. S. (1958) *The ecology of invasions by animals and plants*. Methuen & Co. Ltd., London (Reprinted 1969).
- Eser, U. (1999) *Der Naturschutz und das Fremde. Ökologische und normative Grundlagen der Umweltethik*. Campus, Frankfurt a.M.
- Essl, F., Klingenstein, F., Nehring, S., Otto, C., Rabitsch, W., Stöhr, O. (2008) Schwarze Listen invasiver Arten – ein Instrument zur Risikobewertung für die Naturschutz-Praxis. *Natur und Landschaft*, 83(9/10), 418-424.
- European Network on Invasive Alien Species (NOBANIS). Available from <http://www.NOBANIS.org>.
- Fall, J. J. (2013) Biosecurity and ecology: beyond the nativist debate. In: Dobson, A., Barker, K., Taylor, S. L. (eds.) *Biosecurity: The Socio-politics of Invasive Species and Infectious Diseases*. Earthscan/Routledge, pp. 167-181
- Farnsworth, E. J. & Ellis, D. R. (2001) Is purple loosestrife (*Lythrum salicaria*) an invasive threat to freshwater wetlands? Conflicting evidence from several ecological metrics. *Wetlands*, 21(2), 199-209.
- Flügel, H. J. (2013) *Blütenökologie*, Band 1. *Die Partner der Blumen*. 245 S. Die Neue Brehm Bücherei 43. Verlags KG Wolf, Magdeburg.
- Fridriksson, S. (2013) *Surtsey: evolution of life on a volcanic island*. Elsevier.
- Gaskin, J. F. & Kazmer, D. J. (2009) Introgression between invasive saltcedars (*Tamarix chinensis* and *T. ramosissima*) in the USA. *Biological Invasions*, 11(5), 1121-1130.

- Gaskin, J. F. & Schaal, B. A. (2002) Hybrid *Tamarix* widespread in US invasion and undetected in native Asian range. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 99(17), 11256-11259.
- Gill, B. & Martinson, P. (1991) *New Zealand's extinct birds*. Random Century.
- Gleason, H. A. (1926) The individualistic concept of the plant association. *Bulletin of the Torrey Botanical Club*, 7-26.
- Global Invasive Species Database (2017) Downloaded from http://www.iucngisd.org/gisd/100_worst.php on 22-02-2017.
- Gobster, P. H. (2005) Invasive species as Ecological Threat: Is restoration an alternative to fear-based resource management? *Ecological Restoration* 23 (4), 261-270.
- Gregory, R. D., Willis, S. G., Jiguet, F., Voříšek, P., Klvaňová, A., van Strien, A., Huntley, B., Collingham, Y. C., Couvett, D., Green, R. E. (2009) An indicator of the impact of climatic change on European bird populations. *PloS one*, 4(3), e4678, 1-6.
- Gröning, G. & Wolschke-Bulmahn, J. (2003) The native plant enthusiasm: ecological panacea or xenophobia? *Landscape Research*, 28(1), 75-88.
- Gurevitch, J. & Padilla, D. K. (2004) Are invasive species a major cause of extinctions?. *Trends in Ecology & Evolution*, 19(9), 470-474.
- Hadjisterkotis, E., Masala, B., Reese, D. S. (2000) The origin and extinction of the large endemic Pleistocene mammals of Cyprus. *Biogeographia*, 21, 593-606.
- Hager, H. A. & Vinebrooke, R. D. (2004) Positive relationships between invasive purple loosestrife (*Lythrum salicaria*) and plant species diversity and abundance in Minnesota wetlands. *Canadian Journal of Botany*, 82(6), 763-773.
- Hämet-Ahti, L., Suominen, J., Ulvinen, T., Uotila, P., Vuokko, S. (eds.) (1986) *Retkeilykasvio*. Suomen Luonnonsuojelun Tuki Oy, Helsinki.
- Hampe, A. & Petit, R. J. (2005) Conserving biodiversity under climate change: the rear edge matters. *Ecology letters*, 8(5), 461-467.
- Hannah, L., Midgley, G. F., Lovejoy, T., Bond, W. J., Bush, M. L. J. C., Lovett, J. C., Scott, D., Woodward, F. I. (2002). Conservation of biodiversity in a changing climate. *Conservation Biology*, 16(1), 264-268.
- Hannah, L., Midgley, G., Anelman, S., Araújo, M., Hughes, G., Martinez-Meyer, E., Pearson, R., Williams, P. (2007) Protected area needs in a changing climate. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5(3), 131-138.
- Harms, R. S. & Hiebert, R. D. (2006) Vegetation response following invasive tamarisk (*Tamarix* spp.) removal and implications for riparian restoration. *Restoration Ecology*, 14(3), 461-472.
- Heger, T. & Trepl, L. (2008) Was sind invasive gebietsfremde Arten? Begriffe und Definitionen. *Natur und Landschaft*, 83(9/10), 399-401.
- Heger, T., Pahl, A. T., Botta-Dukát, Z., Gherardi, F., Hoppe, C., Hoste, I., Jax, K., Lindström, L., Boets, P., Haider, S., Kollmann, J., Wittmann, M.J., Jeschke, J.M. (2013) Conceptual frameworks and methods for advancing invasion ecology. *Ambio*, 42(5), 527-540.
- Hitchmough, J. (2011) Exotic plants and plantings in the sustainable, designed urban landscape. *Landscape and Urban Planning*, 100(4), 380-382.
- Hulme, P. E., Pyšek, P., Nentwig, W., Vilà, M. (2009) Will threat of biological invasions unite the European Union. *Science*, 324(5923), 40-41.
- Hultine, K. R., Dudley, T. L., Koepke, D. F., Bean, D. W., Glenn, E. P., Lambert, A. M. (2015) Patterns of herbivory-induced mortality of a dominant non-native tree/shrub (*Tamarix* spp.) in a southwestern US watershed. *Biological Invasions*, 17(6), 1729-1742.

- IUCN (2000) *IUCN Guidelines for the Prevention of Biodiversity Loss Caused by Alien Invasive Species*. IUCN, Gland, Switzerland.
- Jakobs, G., Weber, E., Edwards, P. J. (2004) Introduced plants of the invasive *Solidago gigantea* (Asteraceae) are larger and grow denser than conspecifics in the native range. *Diversity and Distributions*, 10(1), 11-19.
- Jedicke, E. (Ed.) (1997) *Die Roten Listen. Gefährdete Pflanzen, Tiere, Pflanzengesellschaften und Biotope in Bund und Ländern*. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- Jelinski, D. E. (2005) There is no mother nature – there is no balance of nature: culture, ecology and conservation. *Human Ecology*, 33(2), 271-288.
- Jenkins, M. A. (2013) *The history of human disturbance in forest ecosystems of southern Indiana*. Pages 2–11 in R. Swihart, M. Saunders, R. Kalb, S. Haulton, and C. Michler (eds.) *The hardwood ecosystem experiment: a framework for studying responses to forest management*. United States Department of Agriculture Forest Service General Technical Report NRS-P-108. Northern Research Station, Newtown Square, Pennsylvania, USA.
- Jo, I., Fridley, J. D., Frank, D. A. (2016) More of the same? In situ leaf and root decomposition rates do not vary between 80 native and nonnative deciduous forest species. *New Phytologist*, 209(1), 115-122.
- Kaplan, J. O., Krumhardt, K. M., Zimmermann, N. (2009) The prehistoric and preindustrial deforestation of Europe. *Quaternary Science Reviews*, 28(27), 3016-3034.
- Karr, J. R. & Dudley, D. R. (1981) Ecological perspective on water quality goals. *Environmental Management*, 5(1), 55-68.
- Kattmann, U. (1996) Vielfalt der Menschen – aber keine Rassen! *Biologie in unserer Zeit*, 26 (5), 70-71.
- Kaufman, L. (1992) Catastrophic change in species-rich freshwater ecosystems: The lessons of Lake Victoria. *BioScience*, 42(11), 846-858.
- Kendle, A. D. & 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), 19-31.
- Kinnaird, M. F., Sanderson, E. W., O'Brien, T. G., Wibisono, H. T., Woolmer, G. (2003) Deforestation trends in a tropical landscape and implications for endangered large mammals. *Conservation Biology*, 17(1), 245-257.
- Kirch, P. V. (1982) The impact of the prehistoric Polynesians on the Hawaiian ecosystem. *Pacific Science*, 36, 1-14.
- Kirschner, B. (2013) *The Ecology of Invasions and the Invasions of Ecology: Reevaluating the Disciplinary Program of the Invasion Sciences*. Thesis Wesleyan University.
- Korneck, D., Schnittler, M., Vollmer, I. (1996) Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen (Pteridophyta und Spermatophyta) Deutschlands. Bundesamt für Naturschutz (Ed.) *Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands. Schriftenreihe für Vegetationskunde*, 28, 21-187.
- Kowarik, I. (1995) Time lags in biological invasions with regard to the success and failure of alien species. In: Pyšek, P., Prach, K., Rejmánek, M., Wade, M. (eds.) *Plant invasions: general aspects and special problems. Workshop held at Kostelec nad Černými lesy, Czech Republic, 16-19 September 1993*. (pp. 15-38). SPB academic publishing.
- Kowarik, I. (1996) Auswirkungen von Neophyten auf Ökosysteme und deren Bewertung. *Texte des Umweltbundesamtes* 58/96 (Berlin), 119-155.
- Kowarik, I. (2003) *Biologische Invasionen: Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa*. Ulmer, Stuttgart.
- Kowarik, I. (2010) *Biologische Invasionen: Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa*, 2. Auflage, Ulmer, Stuttgart.

- Kowarik, I., Lippe, M., Cierjacks, A. (2013) Prevalence of alien versus native species of woody plants in Berlin differs between habitats and at different scales. *Preslia*, 85(2), 113-132.
- Kübler, R., Schedler, J., Seifert, M. (2007/2008) Bekämpfung des Indischen Springkrauts. Internationales Workcamp im Naturschutzgebiet „Rot- und Schwarzwildpark“ in Stuttgart. Naturschutz-Info 3/2007 + 1/2008, Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (Hrsg.), S. 92-93.
- Kuo, P. C. (1982) Solving tree squirrel debarking problems in Taiwan – a review. In *Proceedings of the Tenth Vertebrate Pest Conference (1982)* (p. 29).
- Küster, H. (1998) *Geschichte des Waldes - Von der Urzeit bis zur Gegenwart*. CH Beck, München.
- Lambdon, P., 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., Vilà, M., Zikos, A., Roy, D., Hulme, D. (2008) Alien flora of Europe: species diversity, temporal trends, geographical patterns and research needs. *Preslia*, 80, 101–149
- Landtag Brandenburg 5. Wahlperiode - Drucksache 5/8300 – Antwort auf die Kleine Anfrage 3231 der Abgeordneten Michael Jungclaus und Sabine Niels Fraktion BÜNDNIS 90/DIE GRÜNEN Drucksache 5/8146. https://www.gruene-fraktion-brandenburg.de/fileadmin/ltf_brandenburg/Dokumente/Kleine_Anfragen/5_3231_KI_A_Forstwirtschaft.pdf; aufgerufen am 03.03.2016
- Larson, B. M. (2005) The war of the roses: demilitarizing invasion biology. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 3(9), 495-500.
- Larson, B. M. (2007) An alien approach to invasive species: objectivity and society in invasion biology. *Biological Invasions*, 9(8), 947-956.
- Larson, B. M., Nerlich, B., Wallis, P. (2005) Metaphors and biorisks the war on infectious diseases and invasive species. *Science communication*, 26(3), 243-268.
- Levin, D. A., Francisco-Ortega, J., Jansen, R. K. (1996) Hybridization and the extinction of rare plant species. *Conservation Biology*, 10(1), 10-16.
- Levins, R. & Lewontin, R. (1980) Dialectics and reductionism in ecology. *Synthese*, 43, 47-78.
- Lewontin, R. C. & Birch, L. C. (1966) Hybridization as a source of variation for adaptation to new environments. *Evolution*, 20, 315-336.
- Lin, Q. & Mendelsohn, I. A. (2012) Impacts and recovery of the Deepwater Horizon oil spill on vegetation structure and function of coastal salt marshes in the northern Gulf of Mexico. *Environmental Science & Technology*, 46(7), 3737-3743.
- Lizurralde, M., Escobar, J., Deferrari, G. (2004) Invader species in Argentina: a review about the beaver (*Castor canadensis*) population situation on Tierra del Fuego ecosystem. *INTERCIENCIA* 29(7), 352-356.
- Lockwood, J. L., Cassey, P., Blackburn, T. (2005) The role of propagule pressure in explaining species invasions. *Trends in Ecology & Evolution*, 20(5), 223-228.
- Lodge, D. M., Williams, S., MacIsaac, H. J., Hayes, K. R., Leung, B., Reichard, S., Mack, R.N., Moyle, P.B., Smith, M., Andow, D.A., Carlton, J. T. McMichael, A. (2006) Biological invasions: recommendations for US policy and management. *Ecological Applications*, 16(6), 2035-2054.
- Lohmeyer, W. & Sukopp, H. (1992) Agriophyten in der Vegetation Mitteleuropas. *Schriftenreihe für Vegetationskunde*, 25. 185 S.
- Lortie, C. J., Brooker, R. W., Choler, P., Kikvidze, Z., Michalet, R., Pugnaire, F. I., Callaway, R. M. (2004) Rethinking plant community theory. *Oikos*, 107(2), 433-438.
- Low, T. (2007) Dangerous dichotomies: native good, exotic bad. In : Lunney D.; Eby. P., Hutchings, P., Burgin, S. (eds.) Pest or guest: the zoology of overabundance. Mosman, NSW, Royal Zoological Society of New South Wales, pp. 222–225

- Lowe S., Browne M., Boudjelas S., De Poorter M. (2000) 100 of the World's Worst Invasive Alien Species. A selection from the Global Invasive Species Database. Published by The Invasive Species Specialist Group (ISSG) a specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN), 12pp. First published as special lift-out in *Aliens* 12, December 2000. Updated and reprinted version: November 2004. Electronic version available at: www.issg.org/booklet.pdf
- Mack, R. N. (1986) Alien plant invasion into the Intermountain West: a case history. In Mooney, H.A. & Drake, J.A. (eds.) *Ecology of biological invasions of North America and Hawaii* (pp. 191-213). Springer, New York.
- Mäck, U. (2006) Betrachtungen zur Rolle von Aaskrähe (*Corvus corone*), Elster (*Pica pica*) und Eichelhäher (*Garrulus glandarius*) im Naturhaushalt als Beitrag zur immer noch aktuellen Schadvogel-Diskussion. *Orn. Jh. Bad.-Württ.*, 22, 217-274.
- Malcolm, J. R., Liu, C., Neilson, R. P., Hansen, L., Hannah, L. (2006) Global warming and extinctions of endemic species from biodiversity hotspots. *Conservation Biology*, 20(2), 538-548.
- Martin, P. S. & Klein, R. G. (eds.) (1989) *Quaternary extinctions: a prehistoric revolution*. University of Arizona Press.
- Martin, P. S. (1973) The discovery of America. *Science*, 179, 969-974.
- Matsuda, K., Takagi, K., Tomiya, A., Enomoto, M., Tsuboi, J. I., Kaeriyama, H., Daisuke, A., Fujimoto, K., Ono, T., Uchida, K., Yamamoto, S. (2015) Comparison of the Radioactive Cesium Contamination Level of Fish and their Habitat Among Three Lakes in Fukushima Prefecture, Japan, After the Fukushima Fallout. In Nakata, K. & Sugisaki, H. (eds.) *Impacts of the Fukushima Nuclear Accident on Fish and Fishing Grounds* (pp. 187-199). Springer.
- McIntosh, R. P. (1975) HA Gleason – “individualistic ecologist” 1882-1975: his contributions to ecological theory. *Bulletin of the Torrey Botanical Club*, 102(5), 253-273.
- McIntosh, R. P. (1980) The background and some current problems of theoretical ecology. *Synthese*, 43, 195-255.
- McIntosh, R. P. (1998) The myth of community as organism. *Perspectives in Biology and Medicine*, 41(3), 426-438.
- McKinney, M. L. (2006) Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation*, 127(3), 247-260.
- Meiners, S. J. (2007) Native and exotic plant species exhibit similar population dynamics during succession. *Ecology*, 88(5), 1098-1104.
- Meiners, S. J., Cadotte, M. W., Fridley, J. D., Pickett, S. T., Walker, L. R. (2015) Is successional research nearing its climax? New approaches for understanding dynamic communities. *Functional Ecology*, 29(2), 154-164.
- Meiners, S.J., Rye, T.A., Klass, J.R. (2009) On a level field: the utility of studying native and non-native species in successional systems. *Applied Vegetation Science*, 12, 45-53.
- Mendelssohn, I. A., Andersen, G. L., Baltz, D. M., Caffey, R. H., Carman, K. R., Fleeger, J. W., Joye, S. B., Lin, Q., Maltby, E., Overton, E. B., Rozas, L. P. (2012) Oil impacts on coastal wetlands: implications for the Mississippi River Delta ecosystem after the Deepwater Horizon oil spill. *BioScience*, 62(6), 562-574.
- Menvielle, M. F., Funes, M., Malmierca, L., Ramadori, D., Saavedra, B., Schiavini, A., & Soto Volkart, N. (2010) American beaver eradication in the southern tip of South America: main challenges of an ambitious project. *Aliens Invasive Species Bull*, 29, 9-16.
- Meyerson, L. A. & Reaser, J. K. (2003) Bioinvasions, bioterrorism, and biosecurity. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 1(6), 307-314.

- Milberg, P. & Tyrberg, T. (1993) Naïve birds and noble savages—a review of man-caused prehistoric extinctions of island birds. *Ecography*, 16(3), 229-250.
- Mills, E. L., Casselman, J. M., Dermott, R., Fitzsimons, J. D., Gal, G., Holeck, K. T., Hoyle, J. A., Johannsson, O.E., Lantry, B.F., Makarewicz, J.C., Millard, E.S., Munawar, I.F., Munawar, M., O’Gorman, R., Owens, R.W., Rudstam, L.G., Schaner, T., Stewart, T.J. (2003) Lake Ontario: food web dynamics in a changing ecosystem (1970-2000). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 60(4), 471-490.
- Mooney, H. A., Mack, R. N., McNeely, J. A., Neville, L. E., Schei, P. J., Waage, J. K. (eds.) (2005) *Invasive alien species: a new synthesis*. Island Press, Washington, D.C., USA.
- Morrison, J. A. (2002) Wetland vegetation before and after experimental purple loosestrife removal. *Wetlands*, 22(1), 159-169.
- Mühlen W., Riedel V., Baal T., Surholt B. (1994) Insektensterben unter blühenden Linden. *Natur und Landschaft*, 69. Jg., Heft 3, 95-100.
- Müller, J., Bolte, A., Beck, W., Anders, S. (1998) Bodenvegetation und Wasserhaushalt von Kiefernforstökosystemen (*Pinus sylvestris* L.). *Verh. Ges. Ökol.*, 28, 407-414.
- Müller-Motzfeld, G. (2000) Neue Käfer in Mitteleuropa – Folgen nacheiszeitlicher Besiedlung oder „Fünfte Kolonne“ der Urbanisierung? In: Naturschutzbund Deutschland e. V. (Hrsg.): Was macht der Halsbandsittich in der Thujahecke? NABU-Naturschutzfachtagung vom 12. bis 13. Februar 2000 in Braunschweig. S.13-22 und Anhang S. 95.
- Munawar, M., Munawar, I. F., Dermott, R., Niblock, H., Carou, S. (2002) Is Lake Erie a resilient ecosystem? *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 5(1), 79-93.
- Munawar, M., Munawar, I. F., Mandrak, N. E., Fitzpatrick, M., Dermott, R., Leach, J. (2005) An overview of the impact of non-indigenous species on the food web integrity of North American Great Lakes: Lake Erie example. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 8(4), 375-395.
- Myers, J. A. & Harms, K. E. (2009) Seed arrival, ecological filters, and plant species richness: a meta-analysis. *Ecology Letters*, 12(11), 1250-1260.
- Myers, J. A. & Harms, K. E. (2011) Seed arrival and ecological filters interact to assemble high-diversity plant communities. *Ecology*, 92(3), 676-686.
- Nagler, P. L., Pearlstein, S., Glenn, E. P., Brown, T. B., Bateman, H. L., Bean, D. W., Hultine, K. R. (2014) Rapid dispersal of saltcedar (*Tamarix* spp.) biocontrol beetles (*Diorhabda carinulata*) on a desert river detected by phenocams, MODIS imagery and ground observations. *Remote Sensing of Environment*, 140, 206-219.
- Nehring, S. (2016) Die invasiven gebietsfremden Arten der ersten Unionsliste der EU-Verordnung Nr. 1143/2014. BfN-Skripten 438.
- NISC (National Invasive Species Council) (2001) Management plan: meeting the invasive species challenge. Washington, DC: National Invasive Species Council.
- Olden, J. D. & Rooney, T. P. (2006) On defining and quantifying biotic homogenization. *Global Ecology and Biogeography*, 15(2), 113-120.
- Olden, J. D., Douglas, M. E., Douglas, M. R. (2005) The human dimensions of biotic homogenization. *Conservation Biology*, 19(6), 2036-2038.
- Olsthoorn, A. F. M. & van Hees, A. F. M. (2002) 40 years of black cherry (*Prunus serotina*) control in the Netherlands: lessons for management of invasive tree species. *Neobiota*, 1, 339-341.
- Palmé, A. E. & Vendramin, G.G. (2002) Chloroplast DNA variation, postglacial recolonization and hybridization in hazel, *Corylus avellana*. *Molecular ecology*, 11(9), 1769-1779.
- Parker, H., Nummi, P., Hartman, G., Rosell, F. (2012) Invasive North American beaver *Castor canadensis* in Eurasia: a review of potential consequences and a strategy for eradication. *Wildlife Biology*, 18(4), 354-365.

- Parker, V. T. (2004) The community of an individual: implications for the community concept. *Oikos*, 104(1), 27-34.
- Parmesan, C. (2006) Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 37, 637-669.
- Passarge, H. (1990) Ortsnahe Ahorn-Gehölze und Ahorn-Parkwaldgesellschaften. *Tuexenia*, 10, 369-384.
- Patten, M. A. & Erickson, R. A. (2001) Conservation value and rankings of exotic species. *Conservation Biology*, 15(4), 817.
- Paxton, E. H., Theimer, T. C., Sogge, M. K. (2011) Tamarisk biocontrol using tamarisk beetles: potential consequences for riparian birds in the southwestern United States. *The Condor*, 113(2), 255-265.
- Pepper, H. W. (1990) *Grey squirrel damage control with Warfarin*. Forestry Commission, Research Division.
- Petit, R. J. (2004) Biological invasions at the gene level. *Diversity and Distributions*, 10(3), 159-165.
- Petit, R. J., Bialozyt, R., Garnier-Géré, P., Hampe, A. (2004) Ecology and genetics of tree invasions: from recent introductions to Quaternary migrations. *Forest Ecology and Management*, 197(1), 117-137.
- Pimentel, D., Lach, L., Zuniga, R., Morrison, D. (1999) Environmental and economic costs associated with non-indigenous species in the United States. Manuscript Cornell University, Ithaca, NY June 12, 1999. http://www.news.cornell.edu/releases/Jan99/species_costs.html; aufgerufen 03.03.2016
- Pimentel, D., Lach, L., Zuniga, R., Morrison, D. (2000) Environmental and economic costs of nonindigenous species in the United States. *BioScience*, 50(1), 53-65.
- Pimentel, D., McNair, S., Janecka, J., Wightman, J., Simmonds, C., O'connell, C., Wong, E., Russel, L., Zern, J., Aquino, T., Tsomondo, T. (2001) Economic and environmental threats of alien plant, animal, and microbe invasions. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 84(1), 1-20.
- Pimentel, D., Zuniga, R., Morrison, D. (2005) Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecological economics*, 52(3), 273-288.
- Pimm, S. L. (1989) Theories of predicting success and impact of introduced species. In Drake, J.A., Mooney, H.A., Di Castri, F., Groves, R.H., Kruger, F.J., Rejmánek, M., Williamson, M. (eds.) *Biological invasions: a global perspective*, John Wiley & Sons, Chichester, UK, p. 351-367.
- Pimm, S. L. (1991) *The balance of nature? Ecological issues in the conservation of species and communities*. University of Chicago Press.
- Plötner, J. & Matschke, J. (2012) Akut-toxische, subletale und indirekte Wirkungen von Glyphosat und glyphosathaltigen Herbiziden auf Amphibien—eine Übersicht. *Zeitschrift für Feldherpetologie*, 19(1), 1-20.
- Pompe, S., Hanspach, J., Badeck, F., Klotz, S., Thuiller, W., & Kühn, I. (2008) Climate and land use change impacts on plant distributions in Germany. *Biology Letters*, 4(5), 564-567.
- Pott, R. (1995) *Die Pflanzengesellschaften Deutschlands*. 2., Aufl. Ulmer, Stuttgart.
- Prebble, M. & Dowe, J. L. (2008) The late Quaternary decline and extinction of palms on oceanic Pacific islands. *Quaternary Science Reviews*, 27, 2546-2567.
- Pyšek, P., Richardson, D. M., Rejmánek, M., Webster, G. L., Williamson, M., Kirschner, J. (2004) Alien plants in checklists and floras: towards better communication between taxonomists and ecologists. *Taxon*, 53(1), 131-143.
- Rebele, F. (2000) Competition and coexistence of rhizomatous perennial plants along a nutrient gradient. *Plant Ecology*, 147, 77-94.

- Rebele, F. (2008) Vegetation development on deposit soils starting at different seasons. *Plant Ecology*, 195, 1-12.
- Rebele, F. & Lehmann, C. (2007) Renaturierung einer Erdstoffdeponie durch spontane und gelenkte Sukzession – Ergebnisse aus 10 Jahren Dauerbeobachtung. *Naturschutz und Landschaftsplanung*, 39 (4), 119-126.
- Rebele, F. & Lehmann, C. (2016) Twenty years of woodland establishment through natural succession on a sandy landfill site in Berlin, Germany. *Urban Forestry & Urban Greening*, 18, 182-189. DOI: 10.1016/j.ufug.2016.06.006
- Řehouňková, K. & Prach, K. (2008) Spontaneous vegetation succession in gravel–sand pits: a potential for restoration. *Restoration Ecology*, 16(2), 305-312.
- Reichholf J.H. (1996) Wie problematisch sind Neozoen wirklich? In: H. Gebhardt, R. Kinzelbach & S. Schmidt-Fischer (eds.) *Gebietsfremde Tierarten*. ecomed, Landsberg, p. 37-48.
- Rejmánek, M. (1995) What makes a species invasive? In: Pyšek, P., Prach, K., Rejmánek, M., Wade, M. (eds.) *Plant invasions: general aspects and special problems. Workshop held at Kostelec nad Černými lesy, Czech Republic, 16-19 September 1993*. (pp. 3-13). SPB Academic Publishing.
- Richardson, D. M. & Ricciardi, A. (2013) Misleading criticisms of invasion science: a field guide. *Diversity and Distributions*, 19(12), 1461-1467.
- Rodda, G. H., Fritts, T. H., Chiszar, D. (1997) The disappearance of Guam's wildlife. *BioScience*, 47(9), 565-574.
- Rode, M., Kowarik, I., Müller, T., Wendebourg, T. (2002) Ökosystemare Auswirkungen von *Prunus serotina* auf norddeutsche Kiefernforsten. *Neobiota*, 1, 135-148.
- Roloff, A., Korn, S., Gillner, S. (2009) The climate-species-matrix to select tree species for urban habitats considering climate change. *Urban Forestry & Urban Greening*, 8(4), 295-308.
- Ruesink, J. L., Parker, I. M., Groom, M. J., Kareiva, P. M. (1995) Reducing the risks of nonindigenous species introductions. *BioScience*, 45(7), 465-477.
- Rushton, S. P., Lurz, P. W. W., Gurnell, J., Nettleton, P., Bruemmer, C., Shirley, M. D. F., Sainsbury, A. W. (2006) Disease threats posed by alien species: the role of a poxvirus in the decline of the native red squirrel in Britain. *Epidemiology and Infection*, 134, 521-533.
- Sackville Hamilton, N. R. (2001) Is local provenance important in habitat creation? A reply. *Journal of Applied Ecology*, 38(6), 1374-1376.
- Sagoff, M. (1999) What's wrong with exotic species? *Report-Institute for Philosophy and Public Policy*, 19(4), 16-23.
- Sagoff, M. (2005) Do non-native species threaten the natural environment? *Journal of Agricultural and Environmental Ethics*, 18(3), 215-236.
- Sainsbury, A. W., Deaville, R., Lawson, B., Cooley, W. A., Farelly, S. S., Stack, M. J., Duff, P., McInnes, C. J., Gurnell, J., Russel, P. H., Rushton, S. P., Pfeiffer, D. U., Nettleton, P., Lurz, P. W. W. (2008) Poxviral disease in red squirrels *Sciurus vulgaris* in the UK: spatial and temporal trends of an emerging threat. *EcoHealth*, 5(3), 305-316.
- Sala, O. E., Chapin III, F. S., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L. F., Jackson, R. B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D. M., Mooney, H. A., Oesterheld, M., LeRoy Poff, N., Sykes, M. T., Walker, B. H., Walker, M., Wal, D. H. (2000) Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287 (5459), 1770-1774.
- Sandro, B. (2008) Introduction of the American grey squirrel (*Sciurus carolinensis*) in Europe: a case study in biological invasion. *Current Science*, 95(7), 903-906.
- Sax, D. F., Gaines, S. D., Brown, J. H. (2002) Species invasions exceed extinctions on islands worldwide: a comparative study of plants and birds. *The American Naturalist*, 160(6), 766-783.

- Schemske, D. W., Husband, B. C., Ruckelshaus, M. H., Goodwillie, C., Parker, I. M., Bishop, J. G. (1994) Evaluating approaches to the conservation of rare and endangered plants. *Ecology*, 75(3), 584-606.
- Schlaepfer, M. A., Sax, D. F., & Olden, J. D. (2011) The potential conservation value of non-native species. *Conservation Biology*, 25(3), 428-437.
- Schmoll, F. (2007) Vertraute und fremde Natur. Über Globalisierung und Ökologie. Zum Konnex ökologischer und völkischer Deutungsmuster. In: Heller, H. (Hrsg.) *Fremdheit im Prozess der Globalisierung*, 59-73. Lit Verlag, Wien. <http://matrei.ruso.at/>
- Schönfelder, P. & Bresinsky, A. (Hrsg.) (1990) *Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen Bayerns*. Ulmer, Stuttgart.
- Schuldes, H. & Kübler, R. (1991) *Neophyten als Problempflanzen im Naturschutz*. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg.
- Schwabe, A. & Kratochwil, A. (1991) Gewässer-begleitende Neophyten und ihre Beurteilung aus Naturschutz-Sicht unter besonderer Berücksichtigung Südwestdeutschlands. *NNA-Berichte*, 4(1), 14-27.
- Schwartz, M. W., Thorne, J. H., Viers, J. H. (2006) Biotic homogenization of the California flora in urban and urbanizing regions. *Biological Conservation*, 127(3), 282-291.
- Seehausen, O. (2004) Hybridization and adaptive radiation. *Trends in Ecology & Evolution*, 19(4), 198-207.
- Seehausen, O., van Alpen, J.M., Witte, F. (1997) Cichlid fish diversity threatened by eutrophication that curbs sexual selection, *Science*, 277 (5333), 1808–1811.
- Seidling, W. (1998) Das Land-Reitgras in den Berliner Forsten. *Landschaftsentwicklung und Umweltforschung* 108. TU Berlin. 68 S.
- Seitz, B., Ristow, M., Prasse, R., Machatzi, B., Klemm, G., Böcker, R., Sukopp, H. (2012) Der Berliner Florenatlas. *Verhandlungen des Botanischen Vereins von Berlin und Brandenburg*, Beiheft 7.
- Selge, S., Fischer, A., van der Wal, R. (2011) Public and professional views on invasive non-native species—a qualitative social scientific investigation. *Biological Conservation*, 144(12), 3089-3097.
- Shapiro, A. M. (2002) The Californian urban butterfly fauna is dependent on alien plants. *Diversity and Distributions*, 8(1), 31-40.
- Sheehy, E. & Lawton, C. (2014) Population crash in an invasive species following the recovery of a native predator: the case of the American grey squirrel and the European pine marten in Ireland. *Biodiversity and conservation*, 23(3), 753-774.
- Sieber, D. (1995). Sie schwimmen wieder! Biber (*Castor fiber*) in Österreich. *Stapfia*, 37, 217-224.
- Simberloff, D. (2006) Invasional meltdown 6 years later: important phenomenon, unfortunate metaphor, or both? *Ecology Letters*, 9(8), 912-919.
- Simberloff, D. (2011a) Non-natives: 141 scientists object. *Nature*, 475, 36.
- Simberloff, D. (2011b) How common are invasion-induced ecosystem impacts? *Biological Invasions*, 13(5), 1255-1268.
- Sjöman, H., Morgenroth, J., Sjöman, J. D., Sæbø, A., & Kowarik, I. (2016) Diversification of the urban forest – Can we afford to exclude exotic tree species? *Urban Forestry & Urban Greening*, 18, 237-241.
- Smout, T. C. (2014) What's natural: a species history of Scotland in the last 10,000 years. *Glasgow Naturalist*, 26(1), 11-16.
- Sogge, M. K., Paxton, E. H., Tudor, A. A. (2006) Saltcedar and Southwestern Willow Flycatchers: lessons from long-term studies in central Arizona. USDA Forest Service Proceedings RMRS-P-42CD, 238-241.

- Sogge, M. K., Sferra, S. J., Paxton, E. H. (2008) *Tamarix* as habitat for birds: implications for riparian restoration in the southwestern United States. *Restoration Ecology*, 16(1), 146-154.
- Staatsbetrieb Sachsenforst (Ed.) (2014) *Walderneuerung und Erstaufforstung*. Freistaat Sachsen. <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/16673>; aufgerufen 17.12.2015
- Starfinger, U. (2004) Neophyten-Probleme und Bekämpfungsmaßnahmen: die wichtigsten Arten in Schleswig-Holstein. In: Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein (Hrsg.) *Neophyten in Schleswig-Holstein: Problem oder Bereicherung*, S. 51-65.
- 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(4), 323-335.
- Steadman, D. W. (1995) Prehistoric extinctions of Pacific island birds: biodiversity meets zooarchaeology. *Science*, 267(5201), 1123-1131.
- Stebbins, G. L. (1959) The role of hybridization in evolution. *Proceedings of the American Philosophical Society*, 103(2), 231-251.
- Streit, B. (1991) Verschleppung, Verfrachtung und Einwanderung von Tierarten aus der Sicht des wissenschaftlichen Naturschutzes. – In: K. Henle, G. Kaule (eds.) *Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland*, Berichte aus der Ökologischen Forschung 4, 208-224. Jülich
- Stromberg, J. C., Chew, M. K., Nagler, P. L., Glenn, E. P. (2009) Changing perceptions of change: the role of scientists in *Tamarix* and river management. *Restoration Ecology*, 17(2), 177-186.
- Subramaniam, B. (2001) The aliens have landed! Reflections on the rhetoric of biological invasions. *Meridians: feminism, race, transnationalism*, 2(1), 26-40. Zitiert nach: <http://chapters.rlpbooks.com/07/425/0742549062ch2.pdf>; aufgerufen 16.02.2016
- Sukopp, H., & Scholz, H. (1997) Herkunft der Unkräuter. *Osnabrücker naturwissenschaftliche Mitteilungen*, 23(2-3), 327-333.
- Tansley, A. G. (1935) The use and abuse of vegetational concepts and terms. *Ecology*, 16(3), 284-307.
- Theodoropoulos, D. I. (2003) *Invasion biology: critique of a pseudoscience*. Blythe, CA: Avvar Books.
- Thompson, K. (2014) *Where do camels belong? The story and science of invasive species*. Profile Books, London.
- Thompson, K., Hodgson, J. G., Grime, J. P., Burke, M. J. (2001) Plant traits and temporal scale: Evidence from a 5-year invasion experiment using native species. *Journal of Ecology*, 89(6), 1054-1060.
- Tomiczek, C., & Hoyer-Tomiczek, U. (2007) Der Asiatische Laubholzbockkäfer (*Anoplophora glabripennis*) und der Citrusbockkäfer (*Anoplophora chinensis*) in Europa—ein Situationsbericht. *Forstschutz aktuell*, 38, 2-5.
- Townsend, M. G., Bunyan, P. J., Odam, E. M., Stanley, P. I., Wardall, H. P. (1984) Assessment of secondary poisoning hazard of warfarin to least weasels. *The Journal of wildlife management*, 48(2), 628-632.
- Townsend, M. G., Fletcher, M. R., Odam, E. M., Stanley, P. I. (1981) An assessment of the secondary poisoning hazard of warfarin to tawny owls. *The Journal of Wildlife Management*, 45(1), 242-248.
- Treberg, M. A., & Husband, B. C. (1999) Relationship between the abundance of *Lythrum salicaria* (purple loosestrife) and plant species richness along the Bar River, Canada. *Wetlands*, 19(1), 118-125.
- Trentanovi, G., Lippe, M., Sitzia, T., Ziechmann, U., Kowarik, I., Cierjacks, A. (2013) Biotic homogenization at the community scale: disentangling the roles of urbanization and plant invasion. *Diversity and Distributions*, 19(7), 738-748.
- Trzcińska-Tacik, H. (1963) Studies on the distribution of synanthropic plants. 2. *Rumex confertus* Willd. in Poland. *Fragmenta Floristica et Geobotanica*, 9, 73-84.

- Valéry, L., Fritz, H., Lefeuvre, J. C. (2013) Another call for the end of invasion biology. *Oikos*, 122(8), 1143-1146.
- Vane-Wright, R. I., Humphries, C. J., Williams, P. H. (1991) What to protect? – Systematics and the agony of choice. *Biological conservation*, 55(3), 235-254.
- Vellend, M. (2010) Conceptual synthesis in community ecology. *The Quarterly review of biology*, 85(2), 183-206.
- Vermeij, G. J. (1996) An agenda for invasion biology. *Biological conservation*, 78(1), 3-9.
- 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 4.11.2014. <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/HTML/?uri=CELEX:32014R1143&from=EN>; aufgerufen am 8.9.2016
- Vigne, J. D., Zazzo, A., Saliège, J. F., Poplin, F., Guilaine, J., Simmons, A. (2009) Pre-Neolithic wild boar management and introduction to Cyprus more than 11,400 years ago. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(38), 16135-16138.
- Vilà, M., Basnou, C., Pyšek, P., Josefsson, M., Genovesi, P., Gollasch, S., Nentwig, W., Olenins, S., Roques, A., Roy, D., Hulme, P. E., and DAISIE partners (2010) How well do we understand the impacts of alien species on ecosystem services? A pan-European, cross-taxa assessment. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 8(3), 135-144.
- Vitousek, P. M. (1986) Biological invasions and ecosystem properties: can species make a difference? In Mooney, H.A. & Drake, J.A. (eds.) *Ecology of biological invasions of North America and Hawaii* (pp. 163-176). Springer New York.
- Vitousek, P. M. (1990) Biological invasions and ecosystem processes: towards an integration of population biology and ecosystem studies. *Oikos*, 57, 7-13.
- Vitousek, P. M., D'Antonio, C. M., Loope, L. L., Westbrooks, R. (1996) Biological invasions as global environmental change. *American Scientist*, 84(5), 468.
- Vitousek, P. M., D'Antonio, C. M., Loope, L. L., Rejmanek, M., Westbrooks, R. (1997) Introduced species: a significant component of human-caused global change. *New Zealand Journal of Ecology*, 21, 1-16.
- Vittoz, P., Cherix, D., Gonseth, Y., Lubini, V., Maggini, R., Zbinden, N., Zumbach, S. (2013) Climate change impacts on biodiversity in Switzerland: A review. *Journal for Nature Conservation*, 21(3), 154-162.
- Vitule, J. R. S., Freire, C. A., Vazquez, D. P., Nuñez, M. A., Simberloff, D. (2012) Revisiting the potential conservation value of non-native species. *Conservation biology*, 26(6), 1153-1155.
- Warshall, P. (2001a) Removing the unwanted. *Whole Earth*, 104, 44.
- Warshall, P. (2001b) Botanical death for community improvement. *Whole Earth*, 104, 45.
- Watson, J. E. (2014) Human responses to climate change will seriously impact biodiversity conservation: it's time we start planning for them. *Conservation Letters*, 7(1), 1-2.
- Wauters, L. A., Gurnell, J., Martinoli, A., Tosi, G. (2002) Interspecific competition between native Eurasian red squirrels and alien grey squirrels: does resource partitioning occur? *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 52(4), 332-341.
- Webb, D. A. (1985) What are the criteria for presuming native status? *Watsonia*, 15(3), 231-236.
- Weber, E. (2000) Biological flora of central Europe: *Solidago altissima* L. *Flora*, 195, 123-134.
- Weber, E., Köhler, B., Gelpke, G., Perrenoud, A., Gigon, A. (2005) Schlüssel zur Einteilung von Neophyten in der Schweiz in die Schwarze Liste oder die Watch-Liste. *Botanica helvetica*, 115(2), 169-194.

- White, H. K., Hsing, P-Y., Cho, W., Shank, T. M., Cordes, E. E., Quattrini, A. M., Nelson, R. K., Camilli, R., Demopoulos, A. W. J., German, C. R., Brooks, J. M., Roberts, H. H., Shedd, W., Reddy, C. M., Fisher, C. R. (2012) Impact of the Deepwater Horizon oil spill on a deep-water coral community in the Gulf of Mexico. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(50), 20303-20308.
- Wilcove, D. S., Rothstein, D., Dubow, J., Phillips, A., Losos, E. (1998) Quantifying threats to imperiled species in the United States. *BioScience*, 48 (8), 607-615.
- Wilkinson, D. M. (2001) Is local provenance important in habitat creation? *Journal of Applied Ecology*, 38(6), 1371-1373.
- Willis, K. J. & Birks, H. J. B. (2006) What is natural? The need for a long-term perspective in biodiversity conservation. *Science*, 314(5803), 1261-1265.
- Wilson, J. R., Dormontt, E. E., Prentis, P. J., Lowe, A. J., Richardson, D. M. (2009) Something in the way you move: dispersal pathways affect invasion success. *Trends in Ecology & Evolution*, 24(3), 136-144.
- Wilson, M. V., & Clark, D. L. (2001) Controlling invasive *Arrhenatherum elatius* and promoting native prairie grasses through mowing. *Applied Vegetation Science*, 4(1), 129-138.
- Woodwell, G. M. (2010) The biodiversity blunder. *BioScience*, 60, 870-871.
- Woodwell, G. M. (2011) Biodiversity: Not Wrong, Just an Unfortunate Distraction. *BioScience*, 61, 254-255. URL: <http://www.bioone.org/doi/full/10.1525/bio.2011.61.4.28>
- Wu, J. & Loucks, O. L. (1995) From balance of nature to hierarchical patch dynamics: a paradigm shift in ecology. *The Quarterly Review of Biology*, 70(4), 439-466.
- Zavaleta, E. S., Hobbs, R. J., Mooney, H. A. (2001) Viewing invasive species removal in a whole-ecosystem context. *Trends in Ecology & Evolution*, 16(8), 454-459.
- Zoller, H. & Haas, J. N. (1995) War Mitteleuropa ursprünglich eine halboffene Weidelandschaft oder von geschlossenen Wäldern bedeckt. *Schweiz. Z. Forstwesen*, 146(5), 321-354.