

Neophyten und Biodiversität*

DIETMAR BRANDES

Allerstraße 6, D-38106 Braunschweig

Einleitung und Problemstellung

Mit der Unterzeichnung des „Übereinkommens über die biologische Vielfalt“ [Biodiversitätskonvention] hat die Bundesrepublik Deutschland 1992 Verpflichtungen zur Erhaltung der biologischen Vielfalt auf ihrem Territorium übernommen. Biologische Vielfalt, seit etwa 15 Jahren mit dem Begriff „Biodiversität“ belegt, beinhaltet die Vielfalt auf allen Ebenen, von der genetischen Ebene über diejenige der Arten und ihrer Populationen bis hin zu den Ebenen von Vergesellschaftung, Habitat und Ökosystemen. Damit haben sich die Unterzeichnerstaaten zu umfangreicher Forschung auf den Gebieten der Evolutionsbiologie, vor allem aber der sog. „organismischen Biologie“ verpflichtet, was in Europa übrigens in einem deutlichen Gegensatz zur gegenwärtigen Entwicklung der universitären Biologie steht. Als eine wesentliche Gefährdungsursache der biologischen Vielfalt wird der Zustrom gebietsfremder Organismen angesehen, für den sich ausgehend vom angloamerikanischen Raum der Begriff „Biologische Invasion“ eingebürgert hat. Zu diesen sog. biologischen Invasionen gehören spektakuläre Ausbreitungen von Krankheitserregern wie der Pest (*Yersinia pestis*) oder der Malaria (*Plasmodium spec.*), von pflanzenschädigenden Pilzen wie der Knollenfäule der Kartoffel (*Phytophthora infestans*), von expansiven Pflanzenarten wie dem japanischen Staudenknöterich (*Fallopia japonica*) oder der Herkulesstaude (*Heracleum mantegazzianum*) über Schadinsekten wie Kartoffelkäfer (*Leptinotarsa decemlineata*) und Reblaus (*Dactyloshpaera vitifoliae*) bis hin zu Wirbeltieren wie Bisam (*Ondatra zibethicus*) oder Waschbär (*Procyon lotor*). Insbesondere pathogene Mikroorganismen haben weltweit verheerende Folgen für die Gesundheit von Menschen, Tieren und Pflanzen ausgelöst (KOWARIK 2003).

Die Vegetationsdecke Mitteleuropas wurde durch eine Folge von Eiszeiten weitgehend zerstört. Die meisten Pflanzenarten mussten von ihren unvergletschert gebliebenen Refugien im Südosten bzw. Südwesten wieder einwandern. Auch

* Kurzfassung eines Vortrags gehalten am 11.04.2003 vor der Plenarversammlung der Braunschweigischen Wissenschaftlichen Gesellschaft. (Eingegangen 24.01.05)

diese Rückwanderungen erfolgten keineswegs unter konstanten Umweltbedingungen, sondern waren von Klimawechseln begleitet. Mit dem Ackerbau begann im Neolithikum ein anthropogener Eintrag von Pflanzenarten nach Mitteleuropa. Durch Rodung von Wäldern, Anbau von Kulturpflanzen und Anlage von Siedlungen schuf der Mensch insbesondere für licht- und wärmebedürftige Arten neue Wuchsmöglichkeiten. Die Phytodiversität der traditionellen Kulturlandschaft ist daher wesentlich höher als diejenige weitgehend geschlossener Waldflächen der Naturlandschaft. Mit der Entdeckung Amerikas (1492) wurden biogeographische Barrieren in rascher Folge vom Menschen überwunden und führten zu einem beispiellosen Floren- und Faunenaustausch. Die mehr oder minder unkontrollierte Ausbreitung von Organismen der unterschiedlichsten Art ist ebenso wie die Verstärkung Teil von Global Change.

Es hat sich zumindest in Europa eingebürgert, gebietsfremde Pflanzenarten nach dem Zeitpunkt ihres ersten Auftritts in einem Gebiet in Archäophyten (vor 1492) und Neophyten (nach 1492) zu differenzieren. Alle Arten aus überseeischen Erdteilen sind somit definitionsgemäß Neophyten. Forschung, Naturschutzverbände und vor allem auch die Politik widmen den Neophyten große Aufmerksamkeit wegen der möglichen Veränderung der Biodiversität. So vergeht kein Jahr, in dem nicht mehrere wichtige Tagungen über Neophyten und/oder Biologische Invasionen stattfinden. Von der wachsenden Forschungsaktivität zeugen eigene Publikationsorgane und Netzwerke.

Fallbeispiele

An drei Beispielen, die in unserem Arbeitskreis untersucht wurden, soll der Etablierungserfolg von Neophyten erläutert werden.

(1) *Artemisia annua* L. (Einjähriger Beifuß):

Artemisia annua ist eine einjährige Art aus Innerasien, die ihre natürlichen Vorkommen an den Ufern von Steppenflüssen und Wadi hat, sich neuerdings aber in Mitteleuropa ausbreitet. In geradezu spektakulärer Weise hat sie die Ufer der Mittelelbe unterhalb der Saalemündung innerhalb der letzten 20 Jahre besiedelt. Ihr Ausbreitungserfolg ist nach unseren Ergebnissen durch die folgenden Eigenschaften und Fähigkeiten zu erklären (BRANDES & MÜLLER 2004):

Die Diasporen keimen über einen weiten Temperaturbereich zwischen 5°C und 30°C, vorzugsweise zwischen 10°C und 20°C. Die Keimfähigkeit beträgt bei 20°C immerhin 95% ± 3%. Die Keimung kann sogar unter Wasser erfolgen (15%). Als Therophyt ist sie für die Keimung auf offene bzw. vegetationsfreie Flächen angewiesen. *Artemisia annua* ist ein Lichtkeimer; die sehr kleinen Achänen erreichen die Oberfläche nur dann, wenn sie nicht tiefer als 2 cm

vergraben sind. Wegen ihrer erstaunlich großen Temperaturamplitude der Keimung kann sie Uferflächen sofort nach dem Trockenfallen vom Frühjahr bis zum Herbst besiedeln. Diese Eigenschaft ist sehr hilfreich, da die Winter- bzw. Frühjahrshochwässer nicht immer zum selben Zeitpunkt zurückgehen. Für die Entwicklung der Individuen ist ein möglichst früher Keimungstermin günstig: Je mehr Zeit für das Wachstum der Kurztagspflanze *Artemisia annua* zur Verfügung steht, desto mehr Seitensprosse werden ausgebildet. Dies ist für den Reproduktionserfolg sehr wichtig, da Blütenköpfchen nur an den Seitensprossen angelegt werden. Nach unseren Untersuchungen besteht eine lineare Korrelation zwischen der Anzahl der Blütenköpfchen und der Länge der Seitensprosse. Die Blühinduktion erfolgt bei *Artemisia annua* durch abnehmende Tageslängen. Nach unseren Experimenten beträgt die Länge der kritischen Dunkelperiode 9 h bis 9,5 h, was in Mitteleuropa der Zeit zwischen 10. und 18. August entspricht. Dies wird durch Geländebeobachtungen bestätigt. Nach der Blühinduktion erfolgt der Wechsel vom vegetativen zum reproduktiven Wachstum; Sproß- und Seitentriebwachstum werden eingestellt. Früh gekeimte Individuen haben daher mehr Zeit zum vegetativen Wachstum und können damit zum Reproduktionserfolg einer Population stärker beitragen als spät gekeimte, da die Anzahl der Blütenköpfchen ja von der Länge der Seitentriebe abhängig ist und diese wiederum von der Länge des Zeitraums zwischen Keimung und Blühinduktion.

Wie verhält sich *Artemisia annua* bei intraspezifischer Konkurrenz? Mit zunehmender Individuendichte sind die Pflanzen im Durchschnitt kleiner und wachsen langsamer. Selbst bei hoher Individuendichte gelangen alle Pflanzen zur Blüte und zur Samenreife. Die Anzahl der Blütenköpfchen pro Pflanze nimmt ab, pro Versuchsgefäß bleibt ihre Anzahl etwa konstant. *Artemisia annua* reagiert somit wie andere erfolgreiche Unkräuter (z. B. *Chenopodium album*) auf steigende Individuendichte mit hoher phänotypischer Plastizität. Sie kann – entsprechende Diasporenmengen vorausgesetzt – Dominanzbestände bilden, ohne dass der Reproduktionserfolg (gemessen als Achänen/m²) verkleinert wird. Die Ansprüche von *Artemisia annua* an die Nährstoffversorgung des Substrats sind gering; N-Düngung führt aber zu vermehrter Bildung von Blütenköpfchen sowie auch zur Erhöhung der Achänenzahl pro Köpfchen. *Artemisia annua* ist also in der Lage, größere Nährstoffangebote, wie sie für Flusssufer typisch sind, zu nutzen.

(2) *Nicotiana glauca* Graham (Blaugrüner Tabak):

Nicotiana glauca ist ein kurzlebiger Baumstrauch aus Südamerika, der sich in (semi-)ariden Gegenden der Subtropen (z.B. Australien, Südafrika, Kalifornien, Kanarische Inseln, Mittelmeergebiet) stark ausgebreitet hat und als Gefährdung der einheimischen Flora angesehen wird. Diese Art wurde am natürlichen Standort auf Fuerteventura und im Mittelmeerraum sowie im Labor bzw. Botanischen

Garten in Braunschweig untersucht. Wie ist ihr Ausbreitungserfolg zu erklären? Der kurzlebige Baumstrauch zeigt infolge seiner [zunächst] großen Blattspreiten ein sehr rasches Jugendwachstum und erscheint in diesem Stadium als relativ konkurrenzstark gegenüber den Mitbewerbern. *Nicotiana glauca* kann bereits am Ende des ersten Lebensjahres blühen. Etwa zu diesem Zeitpunkt werden die großen Jugendblätter abgeworfen und durch relativ wenige kleine Folgeblätter ersetzt. Die Samenproduktion ist sehr hoch, sie liegt bei 1 Million Samen pro Jahr. In frostfreien Gebieten kann die Art praktisch das ganze Jahr über blühen. *Nicotiana glauca* ist ein Schüttelstreuer: Wind und vorbeistreifende Tiere sorgen für effektive Nahausbreitung. Über große Distanzen kann die Art hydrochor bzw. rypochor (mit Bodenmaterial beim Straßenbau) ausgebreitet werden. Als Folge entstehen z. B. auf Fuerteventura befremdliche Landschaftsbilder: in torrentiellen Gewässern und entlang der Straßen erscheint *Nicotiana glauca* wie angepflanzt, verlandete Stauseen und Wasserreservoirare verwandeln sich in kurzfristig grüne Gebüsche, die in einem auffälligen Kontrast zur umgebenden Halbwüste stehen. Zum Etablierungserfolg des Strauchtabaks tragen auch hohe Keimfähigkeit (selbst unter Wasser) und ausgeprägte Nitrophilie bei. Offensichtlich leidet die Art bislang in den sekundären Teilen ihres Areals kaum unter Phytophagen und Herbivoren. Nur in Ausnahmefällen scheinen Ziegen die Blätter zu fressen.

Hat *Nicotiana glauca* auch Schwachstellen oder müssen wir mit einem weiteren Siegeszug der Art rechnen? Eine ausgeprägte Schwäche besteht in der kurzen Lebensspanne von vermutlich max. 10 Jahren [Wie bei vielen anderen Arten liegen über die Lebensdauer kaum gesicherte Angaben vor]. Bezüglich seines Wasserverbrauchs könnte man die Art als Opportunisten einstufen, die Pflanze scheint kaum in der Lage zu sein, ihre Transpiration zu regulieren. Bereits kleine Bestände verbrauchen nach Messungen im Gelände mehr als 100 l Wasser pro Tag. Die Pflanze ist kaum überschwemmungstolerant, so sterben viele Bestände in Torrenten und Wasserreservoiraren selbst nach geringen Winterregen ab, sofern ihre Wurzeln einige Wochen überstaut werden. Auch die nur geringe Salztoleranz hemmt die Ausbreitung in (semi-)ariden Gebieten, in denen Bodenversalzung ein häufiges Phänomen ist.

Welche Probleme verursacht *Nicotiana glauca*? In Kalifornien, aber auch in Südafrika und Australien wird befürchtet, dass *Nicotiana glauca* ausdauernde einheimische Arten der torrentiellen Wasserläufe verdränge, da sie zuviel Wasser verbräuche. Dies wird durch unsere Transpirationmessungen untermauert. Diese mögliche Gefährdung muss jedoch für den jeweiligen Einzelfall abgeschätzt werden. In den von uns auf Fuerteventura untersuchten Beständen stellt *Nicotiana glauca* keine Gefährdung der indigenen Flora dar, weil der Baumstrauch nur mit zumeist kurzlebigen Pflanzenarten des Verbandes Carrichtero-Amberboion zusammen wächst, die ohnehin nur nach Winterregen auftreten

und ihren Lebenszyklus vollendet haben, bevor *Nicotiana glauca* den Wasservorrat des Schotterkörpers verbraucht hat. Obwohl der Baumtabak auf Fuerteventura zum Teil landschaftsbestimmend ist, scheint er keine Auswirkungen auf die Flora zu haben.

Wie hat *Nicotiana glauca* die Trockengebiete der Subtropen erreicht? Ausbreitungsvektor ist die Gartenkultur: *Nicotiana glauca* wurde als Ziergehölz in die Trockengebiete eingeführt. Noch heute wird sie in Kalifornien als Kübelpflanze im Internet-Gartenhandel angeboten, obwohl im selben Staat (!) zahlreiche Bekämpfungsprogramme gegen sie durchgeführt werden. Als Kübelpflanze ist sie nur von mäßiger Schönheit, Blätter und Rinde weisen einen unangenehmen Geruch auf, und schließlich ist die Pflanze auch noch giftig.

(3) *Bidens pilosa* L. (Behaarter Zweizahn)

Die vermutlich aus dem tropischen Amerika stammende *Bidens pilosa* L. gehört heute in mehr als 40 Ländern der Welt zu den besonders problematischen Unkräutern (HOLM et al. 1977). Zugleich ist die einjährige Art wegen ihrer Inhaltsstoffe als Malariamittel nicht nur für die Volksmedizin interessant; darüber hinaus wird sie in Teilen Afrikas sogar als Nahrungspflanze (Blattgemüse) geschätzt. Da die früher in ihrer Verbreitung an die Tropen gebundene Art nun auch in einigen Ländern der EU auftritt, haben wir Populationsbiologie und Ökologie dieser Art untersucht, bevor sie ihr potentiell Invasiongebiet Deutschland erreicht. Der Regelfall ist umgekehrt: Zuerst breitet sich ein Neophyt unbemerkt aus, erst nachdem er lästig geworden ist, erfolgen die Untersuchungen.

Ausbreitung und Etablierung von *Bidens pilosa* sind derzeit vor allem auf den Kanarischen Inseln zu beobachten. Um die Spannweite der klimatischen Faktoren zu untersuchen, wurde die Art auf La Palma, der westlichsten und niederschlagsreichsten Insel, sowie auf Fuerteventura, der östlichsten und Afrika-ähnlichsten Insel, untersucht. Wir schätzen die Etablierungschancen von *Bidens pilosa* in Mitteleuropa auf Grund unserer Experimente als grundsätzlich positiv ein, da die Art innerhalb einer Vegetationsperiode zur Samenreife gelangen kann, eine große phänotypische Plastizität zeigt, selbstfertil ist, ihre Achänen auch in Mitteleuropa eine Winterlagerung im Freien überstehen und eine epizoochore Ausbreitung von kaum zu übertreffender Effektivität aufweisen.

Somit ist davon auszugehen, dass *Bidens pilosa* unter günstigen Bedingungen auch in Deutschland für mehrere Jahre Populationen aufbauen kann. Ob dies in größerem Ausmaß erfolgen wird, wird vor allem über die Menge der introduzierten Achänen gesteuert werden. Bisherige Einschleppungsvektoren waren Wolle und Ölfrüchte, möglicherweise in Zukunft auch Zierpflanzen (Topfpflanzen, Wurzelballen).

Zeitliche Dimension der Neophyteninvasion

Die wohl erste Veröffentlichung über die Ausbreitung von Neophyten in Deutschland erschien 1782 in den „Gelehrte[n] Beiträgen zu den Braunschweigischen Anzeigen“ und behandelt u. a. die Ausbreitung der aus Amerika stammenden Neophyten *Conyza canadensis* und *Datura stramonium* (BRANDES 2001). Zugleich handelt es sich um eine der frühesten Veröffentlichungen der Ausbreitungsbiologie der Pflanzen überhaupt.

Die Einwanderung der Neophyten erfolgte keineswegs kontinuierlich seit 1492; sie beschleunigte sich vielmehr erst im 19. Jahrhundert, bedingt durch die Ausweitung von Handel und Verkehr sowie durch die Bildung urban-industrieller Verdichtungsräume. Hierbei ist eine deutliche Abhängigkeit von Stadtgröße, Beginn und Ausmaß der Industrialisierung sowie Verkehrsanbindung festzustellen. Zwischen Einführung einer gebietsfremden Art und Beginn der spontanen Ausbreitung (der Invasion) liegt ein relativ langer Zeitverzug, der u. a. von der Lebensform abhängig ist. Er ist in der Regel für krautige Arten am kürzesten. Bei der Untersuchung der Invasionsdynamik von adventiven Gehölzen in Brandenburg stellte KOWARIK (1995) ein Time-lag von 131 Jahren für Sträucher und 170 Jahren für Bäume fest. Nach einer explosionsartigen Ausbreitung zu Beginn folgt häufig ein Einpendeln auf niedrigerem Niveau. Beispiele hierfür sind im Braunschweiger Raum *Elodea canadensis* sowie die von uns untersuchten Arten *Atriplex oblongifolia*, *Atriplex sagittata* und *Senecio vernalis*.

Besonders neophytenreiche Habitate waren bis vor kurzem Häfen und Bahnanlagen sowie Flussufer, da hier die besten Einschleppungsmöglichkeiten bestanden. Inzwischen sind Gartenbau und Gartenhandel längst zum wichtigsten Vektor geworden, wie der hohe Anteil verwilderter gebietsfremder Arten in den eingemeindeten Dörfern Braunschweigs zeigt (Tab. 1).

Tab. 1: Neophytenreichtum ausgewählter Habitate in der Stadt Braunschweig.

Habitat	Anzahl Neophytenarten	% der Flora des Habitats
Mauern	28	17,3
Stadtbahn	39	20,6
Okerufer	81	26,0
Hafen	89	27,8
Waldränder	109	19,3
Eisenbahngelände	192	27,3
eingemeindete Dörfer	215	36,2

Der starke Anstieg von Neophyttennachweisen in den letzten Jahrzehnten dürfte verschiedene Ursachen haben: nachlassende Unkrautbekämpfung, im Vergleich zum langjährigen Mittel deutlich wärmere Vegetationsperioden sowie verstärkte Untersuchungsaktivitäten. Bei der Ausbreitung gebietsfremder Pflanzenarten wird oft ein Zeitverzug zwischen Einführung und Verwildering beobachtet; möglicherweise breiten sich jetzt viele Arten aus, die bereits im 19. Jahrhundert als Zierpflanzen bzw. -gehölze eingeführt wurden. Für eine zusammenfassende Diskussion dieser Time-lag-Effekte wird auf KOWARIK (2003) verwiesen. Bei kurzlebigeren Pflanzen macht sich bereits das riesige Zierpflanzenarsortiment bemerkbar, das heute über Gartencenter und Baumärkte verbreitet wird: Ging in der Vergangenheit die Ausbreitung eines Neophyten von wenigen „Infektionsherden“ – im Extremfall sogar von einem einzigen – aus, so dürften es heute hunderte oder gar tausende sein. Dadurch wird der Zeitraum zwischen erstmaliger Verwildering und Füllen des potentiellen Areals gewaltig verringert.

Langzeit-Monitoring von gebietsfremden Pflanzenarten

Wie bereits oben erwähnt, erfolgen Untersuchungen über die Invasion von gebietsfremden Pflanzenarten üblicherweise erst, nachdem die Ausbreitung stattgefunden hat. Fragen nach Veränderung von Phytozönose und Habitat durch die Invasion können nur rückwirkend und oft unzureichend geklärt werden. Deshalb wurde ein Langzeitmonitoring-System eingerichtet, um die Veränderungen bereits bekannter, gut untersuchter Testflächen zu erfassen. Unser Monitoring-Vorhaben umfasst urban-industrielle Habitate, charakteristische Vegetationstypen des Harzvorlandes und des Wendlandes, die Ufer der Elbe, die Flüsse des Wesersystems, Eisenbahnanlagen (EU-weit), Mittelmeerinseln wie Korfu und Malta sowie die Kanareninseln Fuerteventura und La Palma.

Das Langzeitmonitoring im Stadtgebiet von Braunschweig belegt einen hohen Ausbreitungsdruck von Neophyten bei gleichzeitig großem Turnover. Belege für die Verdrängung einheimischer Pflanzenarten durch Neophyten gibt es bislang nicht; einige Arten scheinen Nischen zu realisieren, die von einheimischen Arten offenbar nicht besetzt werden konnten. Auf einem ca. 220 m langen Abschnitt einer Wohnstraße in Braunschweig wurden zwischen 1988 und 2001 insgesamt 136 Arten gefunden, unter denen sich immerhin 42 Neophyten (30,9%) befanden. In Wohngebieten ist ein hoher Turnover der spontan aufkommenden Pflanzen durch Unkrautbekämpfung charakteristisch, die Anzahl der pro Jahr festgestellten Arten schwankte zwischen 32 (1995) und 59 (2000). Das Hafengelände sei als Beispiel für eine Industriefläche angeführt (vgl. BRANDES 2002). Zwischen 1970 und 2002 wurden insgesamt 320 Taxa gefunden, darunter 89 Neophyten (27,8%). Auch hier war die zeitliche Fluktuation sehr hoch: 2002

konnten nur 235 Taxa gefunden werden, der Neophytenanteil betrug nun 24,2%. Die Übereinstimmung des Florenbestandes von 2002 mit dem Gesamtartenbestand war bei den Archäophyten mit 81,6% am größten. Während die idiochoren Arten eine Übereinstimmung von 74,8% aufwiesen, betrug er bei den Neophyten lediglich 64,0%. Für die Okerufer konnte GROTE (2001) die Ergebnisse einer Wiederholungskartierung publizieren und zeigen, dass sich einige Neophyten an den innerstädtischen Flussufern ausbreiten konnten, aber bislang kaum an den Ufern flussabwärts der Stadt auftreten.

Neophyten und Bedrohung der Phytodiversität

Welche Schäden können durch Neophyten verursacht werden? Die Wechselwirkung zwischen höheren Pflanzen wird über die Konkurrenz um Licht, Wasser und Nährstoffe gesteuert. Hierfür sind rasches Jugendwachstum, Übergipfelung der Mitkonkurrenten, effiziente Ausnutzung der zur Verfügung stehenden Ressourcen sowie große Toleranz gegenüber Störungen wichtige Strategien. Neophyten können mit nah verwandten einheimischen Arten, mit denen sie unter natürlichen Umständen nie in Kontakt gekommen wären, hybridisieren. Hierdurch wird zunächst die genetische Vielfalt erhöht. Hybridisierung und Introgression können zum Verlust seltener bzw. angepasster Genotypen und damit auch zum Rückgang seltener Arten führen (vgl. z. B. LEVIN et al. 1996). Entsprechende Schäden sind bislang von ozeanischen Inseln und anderen isolierten [und konkurrenzschwachen] Floren bekannt, so z. B. von Hawaii, Madagaskar, Südafrika, Australien und Kalifornien (BOSSARD et al. 2000).

Als Nahrungsquelle werden Neophyten im allgemeinen von weniger Tieren genutzt als einheimische Pflanzenarten, was sicher auch von der Zeitdauer des Kontakts abhängig ist. Die Wirtsspezifität ist in der Regel auch deswegen geringer, weil der Phytophagenkomplex eines Neophyten zumeist nicht zeitgleich sondern nur verzögert eingeführt wird.

Wie sieht nun die Datenlage für Deutschland aus? Nach LOHMEYER & SUKOPP (1992) wurden mindestens 12.000 Gefäßpflanzenarten nach Mitteleuropa eingebracht, von denen sich aber nur wenige Prozent einbürgern konnten. Für die Flora von Deutschland werden von WISSKIRCHEN & HAEUPLER (1998) 3.026 bzw. 3.062 Taxa angegeben. Diese Zahlen beinhalten auch die Eingebürgerten, jedoch keine Hybriden und keine Apomikten. [Die beiden unterschiedlichen Zahlen ergeben sich je nach Bewertung der *Oenothera*-Arten.] Davon sind 405 bzw. 412 eingebürgerte Neophyten; ihr Prozentsatz beträgt also 13,4 bzw. 13,5% des Sippeninventars. Lediglich 2,3% der nach Mitteleuropa eingeführten bzw. eingeschleppten Pflanzenarten konnten sich als Agriophyten (vgl. LOHMEYER & SUKOPP 2001) in der natürlichen Vegetation einbürgern.

Die bezüglich der flächenmäßigen Verbreitung erfolgreichsten Neophyten in den alten Bundesländern sind nach einer Auswertung des Verbreitungsatlas von HAEUPLER & SCHÖNFELDER (1988):

Matricaria discoidea (97,1% aller MTB)

Veronica persica (89,8 % aller MTB)

Conyza canadensis (88,3% aller MTB)

Für die neuen Bundesländer ist die Rangfolge identisch. Die drei genannten Arten stellen alle mehr oder minder unscheinbare Ruderalpflanzen bzw. Ackerunkräuter dar und sind einer größeren Öffentlichkeit daher kaum bekannt, obwohl sie seit mindestens 140 Jahren verwildern. Sie sind sämtlich relativ konkurrenzschwache Therophyten.

Zumeist werden einwandernde Pflanzenarten sowohl bezüglich ihres Einflusses auf die Vegetation als auch hinsichtlich der durch sie verursachten Schäden überschätzt. Massive Befürchtungen über Neophyten wurden vor allem in den beiden letzten Jahrzehnten geäußert. Nach Untersuchungen von ESER (1999) werden Neophyten emotional als Bedrohung empfunden, vgl. für Niedersachsen hierzu auch SCHEPKER (1998). Nach SCHROEDER (1998) gibt es in Mitteleuropa [derzeit] keine Gefährdung idiochorer Pflanzenarten durch Anthropochore. Unsere [weitestgehend] endemitenfreie, relativ artenarme Flora bestehe aus Sippen, die ihre Konkurrenzstärke in der Vergangenheit dadurch bewiesen haben, dass sie nach mindestens dreimaliger Eliminierung aus Mitteleuropa während der Eiszeiten immer wieder die Wiederbesiedlung bewerkstelligt haben. Es muss allerdings offen bleiben, ob diese Argumentation auch unter den heutigen Umweltbedingungen im strengen Sinne gelten kann.

Schädigungen der menschlichen Gesundheit sind selten; sie können durch toxische Inhaltsstoffe (z. B. *Heracleum mantegazzianum*) erfolgen, vor allem aber durch die Pollen spätblühender Arten (z. B. *Artemisia annua*, *Artemisia verlotiorum* oder *Iva xanthiifolia*).

Prognosen

Eine Prognose für den weiteren Zustrom von Neophyten wurde von JÄGER (1988) gewagt: Seiner Ansicht nach haben die meisten Neophyten Europa bereits erreicht, da der Zustrom pro Zeiteinheit deutlich geringer geworden ist. Trotzdem ist lokal oft eine starke Zunahme von Neophyten festzustellen, die jedoch nicht zwangsläufig im Widerspruch zur obigen Aussage stehen muss. Angesichts der großen Dynamik stellt sich allerdings die Frage, ob alle Beobachtungen als Ausfüllen des potentiellen Areals längst nach Europa eingeführter Arten gedeutet werden können oder ob es sich dabei nicht auch um neuartige Neophytenquellen bzw. -ausbreitungen handelt? Besondere Beachtung sollten

solche gebietsfremden Arten finden, die vermutlich unmittelbar vor der Einbürgerung stehen (vgl. hierzu den Kriterienkatalog für Einbürgerungsprognosen von ADOLPHI 2001).

Die Treffsicherheit von Prognosen wird vermutlich weiterhin eingeschränkt sein, da nicht nur die Biologie der eindringenden Art, sondern auch die Ökologie des invadierten Habitats für eine Modellbildung gut bekannt sein müssen, da Nutzungs-, Standorts- und Klimaänderungen die Konkurrenzverhältnisse in kaum vorhersehbarer Weise ebenso wie mögliche Hybridisierungen ändern. Hypothesen und Modellbildungen sind aus heuristischen Gründen unerlässlich und werden der Invasionsforschung wichtige Anstöße geben.

Fazit

Leitbilder und Zielvorstellungen des Naturschutzes werden sich auf die Ausbreitung gebietsfremder Pflanzenarten einstellen müssen: „Da anthropogene Floren-, Vegetations- und Standortveränderungen vielleicht im Einzelfall, jedoch nicht allgemein rückgängig gemacht werden können, sollten Zielvorstellungen des Naturschutzes nicht einseitig auf historische Zustände konzentriert, sondern im Sinne des Prozeßschutzes auch für neue Entwicklungen geöffnet werden“ (KOWARIK 1995 b). Bei der Analyse problematischer Vorkommen von Neophyten in Niedersachsen konnten KOWARIK & SCHEPKER (1997) für 51% der Fälle den Neophyten als Ursache, in 49% als Symptom der Abweichungen vom Störungsregime erkennen. In drei viertel aller Fälle wurden die nicht heimischen Pflanzen direkt vom Menschen an den Wuchsort gebracht. Dies belegt die große Bedeutung der Garten- und Forstkultur für die Ausbreitung und Etablierung gebietsfremder Pflanzenarten. Zu den „problematischen Neophyten“ gehören etwa 10 Stauden und Gehölze, die zunächst stark propagiert wurden, bevor sie später in Ungnade fielen: *Fallopia japonica*, *Fallopia sachalinensis*, *Heracleum mantegazzianum*, *Solidago canadensis*, *Solidago gigantea*, *Impatiens glandulifera*, *Lupinus polyphyllus*, *Helianthus tuberosus*, *Robinia pseudoacacia*, *Prunus serotina*.

Nach derzeitigem Kenntnisstand gehören raschwüchsige, ausbreitungsfreudige und nitrophile Stauden zu den potentiell invasiven Pflanzen. Wollte man ihre Ausbreitung vermeiden, so müßte man eine Quarantäneliste aufstellen und Einfuhr, Handel sowie Anbau dieser Arten verbieten, was sich jedoch kaum durchsetzen lassen dürfte. Da der Vertrieb neuer Gartenpflanzen heute fast weitgehend über Gartencenter und Baumärkte erfolgt – flächendeckend und gleichzeitig –, werden potentiell aggressiven Sippen in Mitteleuropa heute hervorragende Ausbreitungsbedingungen geboten. Werden diese dann im Garten lästig, so gelangen sie mit dem Gartenmüll an Waldränder, Flussufer und Eisenbahndämme. Einige der oft erwähnten Problempflanzen wurden darüber

hinaus von Imkern bzw. Jägern als Bienenweide oder zur Wildäsung zusätzlich in der Landschaft ausgebracht. Ohne Augenmaß und Zurückhaltung aller Beteiligten wird sich an den weitgehend „hausgemachten“ Problemen wohl nichts ändern. Veränderungen des Landschaftsbildes durch Neophyten können zum erheblichen Teil als Reaktion auf vorausgehende (!) Störungen bzw. Veränderungen verstanden werden; das verstärkte Aufkommen von Neophyten kann geradezu als Bioindikation für Störungen und Missmanagement genutzt werden.

Ausbreitung und Etablierung gebietsfremder Arten sind ein weltweites Phänomen und können durchaus als ein Aspekt von Global Change verstanden werden. Wenn die Situation in Mitteleuropa auch nicht mit der Bedrohung der Floren ozeanischer Inseln, der Kapregion oder Australiens durch gebietsfremde Arten vergleichbar ist, so können im Einzelfall Bekämpfungsmaßnahmen von Neophyten geboten sein, so wie sie auch für einheimische Arten notwendig sein können. Die Auswertung von Bekämpfungsaktionen von Neophyten zeigt jedoch, dass größere Erfolge zumeist ausbleiben. Grundprinzip bei der Bekämpfung von Neophyten sollte deswegen immer die Einzelfallprüfung und -bewertung sein (KOWARIK 2003).

Forschungsbedarf besteht vor allem bei der Biologie der einzelnen Arten, der Modellierung ihrer Ausbreitung und insbesondere bei der noch ungelösten Frage, warum nach der Expansionsphase einer Art häufig ein teilweiser Zusammenbruch der Population erfolgt. Es hat den Anschein, dass manche Neophyten immer früher im Jahr zu blühen bzw. fruchten beginnen, wodurch einerseits Möglichkeiten der Wechselwirkung mit anderen nah verwandten Arten durch Hybridisierung und Introgression vergrößert und andererseits die Etablierungschancen wesentlich verbessert werden. Ein „phänologisches Monitoring“ stellt daher ein weiteres Desiderat dar.

Literatur:

- ADOLPHI, K. (2001): In jüngster Zeit entdeckte Neophyten und Überlegungen über ihre mögliche Einbürgerung. – In: BRANDES, D. (Hrsg.): Adventivpflanzen. – Braunschweig. S. 15-25.
- BOSSARD, C. C., J. M. RANDALL & M. C. HOSHOVSKY (2000): Invasive plants of California's wildlands. – Berkeley. 360 S.
- BRANDES, D. (2001): Eine frühe Veröffentlichung zur Diasporologie und Migration von Pflanzen. – In: BRANDES, D. (Hrsg.): Adventivpflanzen. – Braunschweig. S. 5-14.
- BRANDES, D. (2002): Die Hafенflora von Braunschweig. <http://opus.tu-bs.de/opus/volltexte/2002/353>.

- BRANDES, D., A. WEISHAUP, S. GROTE, R. BECHER, D. GRIESE, U. HARTWIG, H. SCHLENDER, K. WENZEL & J. NITZSCHE (2003): Die aktuelle Situation der Neophyten in Braunschweig. – Braunschweiger Naturkundliche Schriften, **6**: 705-760.
- BRANDES, D. & K. FRITZSCH (2000): Alien plants of Fuerteventura, Canary Islands. – <http://opus.tu-bs.de/opus/volltexte/2000/79>.
- BRANDES, D. & M. MÜLLER (2004): *Artemisia annua* L. – ein erfolgreicher Neophyt in Mitteleuropa? – *Tuexenia*, **24**: 339-358.
- ESER, U. (1999): Der Naturschutz und das Fremde: Ökologische und normative Grundlagen der Umweltethik. – Frankfurt a. M. 266 S.
- GROTE, S. (2001): Ausbreitung, Konstanz oder Rückgang? – Bestandsentwicklung und Ausbreitungsverhalten von Neophyten an den Uferböschungen der Oker (Niedersachsen). – In: BRANDES, D. (Hrsg.): Adventivpflanzen. – Braunschweig. S. 133-149.
- HAEUPLER, H. & P. SCHÖNFELDER (1988): Atlas der Farn- und Blütenpflanzen der Bundesrepublik Deutschland. – Stuttgart. 768 S.
- HOLM, L. G., D. L. PLUCKETT, J. V. PANCHO & J. P. HERBERGER (1977): The world's worst weeds. – Honolulu. 609 S.
- JAGER, E. J. (1988): Möglichkeiten der Prognose synanthroper Pflanzenausbreitungen. – *Flora*, **180**: 101-131.
- KOWARIK, I. (1995a): Time lags in biological invasions with regard to the success and failure of alien species. – In: PYŠEK, P., K. PRACH, M. REJMÁNEK & M. WADE (eds.): Plant invasions – general aspects and special problems. – Amsterdam, p. 15-38.
- KOWARIK, I. (1995b): Ausbreitung nichteinheimischer Gehölzarten als Problem des Naturschutzes? – In: BÖCKER, R., H. GEBHARDT, W. KONOLD & S. SCHMIDT-FISCHER (Hrsg.): Gebietsfremde Pflanzenarten. Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope, Kontrollmöglichkeiten und Management. – Landsberg. S. 33-56.
- KOWARIK, I. (2003): Biologische Invasionen – Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa. – Stuttgart: Ulmer. 380 S.
- KOWARIK, I. & H. SCHEPKER (1997): Risiken der Ausbreitung neophytischer Pflanzenarten in Niedersachsen. Bericht zum Forschungsvorhaben. – Hannover. 173 S.
- LEVIN, D. A., J. FRANCISCO-ORTEGA & R. K. JANZEN (1996): Hybridization and the extinction of rare species. – *Conservation Biology*, **10**: 10-16.
- LOHMEYER, W. & H. SUKOPP (1992): Agriophyten in der Vegetation Mitteleuropas. – Schriftenreihe f. Vegetationskunde, **25**: 185 S.
- LOHMEYER, W. & H. SUKOPP (2001): Agriophyten in der Vegetation Mitteleuropas. 1. Nachtrag. – In: BRANDES, D. (Hrsg.): Adventivpflanzen. – Braunschweig. S. 179-220.

- SCHEPKER, H. (1998): Wahrnehmung, Ausbreitung und Bewertung von Neophyten: Eine Analyse der problematischen nichteinheimischen Pflanzenarten in Niedersachsen. – Stuttgart. 246 S. (Dissertation Univ. Hannover).
- SCHROEDER, F.-G. (1998): Lehrbuch der Pflanzengeographie. – Wiesbaden. X, 457 S.
- WISSKIRCHEN, R. & H. HAEUPLER (1998): Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands mit Chromosomenatlas von Focke Albers. – Stuttgart. 756 S.