Zur Theorie der Invasion - unter welchen Bedingungen können Adventivarten zu einem Problem für die heimische Natur werden?

CARSTEN HOBOHM

Abstract: On the theory of invading species - ecosystem and community properties related to invasibility

Invasive and endemic species represent two extreme conditions of the possible biogeographical distributions. Some invaders are able to change structures and functions of the ecosystem. Competition in most cases is not the reason why indigenous species of extremely small ranges become extinct.

Many of the endangered species in the world are living on islands or isolated habitats. If invaders like human beeings, pigs, dears, dogs, cats, other predators, grazing animals and their deseases or combinations of them represent totally new guilds in that region, then endemic species may become problems of existence.

Einleitung

Der Begriff der Invasion ist einer von vielen, die dem Sprachgebrauch des Militarismus entlehnt wurden und inzwischen als feste Bestandteile im Vokabular der Biologie gelten dürfen - vgl. „Kampf ums Dasein", „Widerstand", „Strategie", „Abwehr", „Bombadierkäfer", „Säbelwuchs", „Panzernashorn" u.a.

Die folgenden Zitate beziehen sich auf diesen Begriff in biologischem Zusammenhang, zeigen gleichzeitig aber auch, wie unterschiedlich er definiert wird.

> „In der Populationsökologie die Einwanderung (Immigration) einer größeren Zahl von Individuen einer Population (Beispiel: Invasionsvögel)"
> (SCHAEFER 1992: 152)

> „Invaders are species that have spread far beyond their original distribution, to distant continents or sometimes around the entire globe."
> (HUSTON 1994: 303)

> Invasive plant: „A plant that has moved into a habitat and reproduced so aggressive that it has displaced some of the original components of the vegetative community."
> (WHITE & al. 1993, zit. in: LUKEN & THIERET 1997: 20)

> „Dramatic negative impacts that invading organisms have had on other species and even entire ecosystems... Such impacts include the extinction during the past few hundred years of thousands of species of mammals, birds, amphibians, and reptils (most of them

Dietmar Brandes (Hrsg.): Adventivpflanzen. Beiträge zu Biologie, Vorkommen und Ausbreitungsdynamik von Archäophyten und Neophyten in Mitteleuropa. Tagungsbericht des Braunschweiger Kolloquiums vom 3. - 5. November 2000. Braunschweig. S.161-167. (Braunschweiger Geobotanische Arbeiten, 8.)
ISBN 3-927115-48-7
© Universitätsbibliothek Braunschweig 2001

endemic species) on oceanic Islands as a result of the invasion of rats, pigs, dogs, cats, ferrets, and other domestic and wild predators and their diseases."
(HUSTON 1994: 318)

„Invasive species are introduced species that have become pests."
(USHER 1988, zit. in: LUKEN & THIERET 1997: 20)

Der Begriff der Invasion wird auf verschiedene Prozesse im Zusammenhang mit Einbringungs-, Wanderungs- und Ausbreitungsphänomenen übertragen. Nicht selten werden ein plötzliches Auftreten, ein massenhaftes Auftreten bzw. eine rasche Ausbreitung mit dem Vorgang der Invasion assoziiert. Die Frage, die sich angesichts der globalen Bedrohung einer Vielzahl von Arten stellt, lautet:

Lassen sich Rahmenbedingungen feststellen, unter denen Invasionen erfolgreich ablaufen, möglicherweise mit der Folge, dass heimische Arten aussterben?

Zur Theorie der Invasion

Es gibt inzwischen mehrere Theorien, Hypothesen bzw. „Konzepte", die sich direkt oder indirekt auf mögliche Einflüsse von eingeschleppten oder neu zugewanderten Arten beziehen. Dazu gehören solche, die sich auf Strukturparameter (z.B. „gap dynamics" oder „moderate disturbances", vgl. CONNELL 1987) beziehen. Andere stellen bestimmte abiotische Faktoren und die damit verbundenen veränderten Wechselbeziehungen in den Vordergrund (z.B. die These vom „paradox of enrichment" nach ROSENZWEIG 1971 oder die Gleichgewichtshypothese der „plant resource competition" nach TILMAN 1982). Auch die Inseltheorie würde letztlich Aussagen zur Überlebenswahrscheinlichkeit von Neophyten bzw. Neozoen zulassen, wäre sie noch hinreichend plausibel; auf eine entsprechende Diskussion in einem Tagungsberichtsband dieser Reihe (Braunschweiger Geobotanische Arbeiten, Band 5: vgl. die Beiträge von KRATOCHWIL 1998: 7 ff. und HAEUPLER 1998: 39 ff.) und auf eigene Ausführungen (HOBOHM 2000: 131 ff.) sei hiermit hingewiesen.

Unter der Überschrift „Community susceptibility to invasions and the life histories of invaders in relation to the Dynamic Equilibrium Model" publizierte HUSTON (1994: 333) eine Abbildung, aus der eine unterschiedliche Anfälligkeit von Ökosystemen gegen Invasionen (in diesem Fall von Neophyten) abzuleiten ist - je nach Produktivität bzw. Störungsregime des Ökosystems. Danach sind insbesondere hochproduktive Systeme, die häufig bzw. intensiv gestört werden, anfällig gegen Invasionen.

Die oben genannten Hypothesen von TILMAN und ROSENZWEIG (a.a.O.) haben gemeinsam, dass sie sich auf die Nährstoffverfügbarkeit eines Ökosystems und die damit verbundene Konkurrenzsituation beziehen.

Eine Theorie, die sich nicht nur auf die lokale Verdrängung, sondern auf die globale Bedrohung heimischer Arten durch das plötzliche Erscheinen von Repräsentanten neuer Gilden bezieht, wird hier erstmals zur Diskussion (siehe dort) gestellt.

Empirische Datenlage und das Beispiel Mauritius

Um überhaupt eine Einschätzung wagen zu können, die sich auf mögliche Auswirkungen von Arten beziehen, die zukünftig eingeschleppt werden oder einwandern könnten, ist es wichtig, vergangene Auswirkungen invasiver Arten zu betrachten und diese mit dem allenthalben zu beobachtenden Artenschwund in Beziehung zu setzen.

Auf Ökosysteme haben Neozoen bzw. Neophyten ganz unterschiedliche Effekte (WALKER & SMITH 1997: 71 ff, KOWARIK 1997: 18 ff, KOWARIK & SCHEPKER 1998: 109 ff, KOWARIK & SUKOPP 2000: 167 ff). Sie können sich auf den Stoff- und Energiehaushalt auswirken.

- Invasoren können die Häufigkeit von Bränden und die durchschnittliche Zersetzungsdauer der Streu - damit den Nährstoffhaushalt - entscheidend verändern.
- Veränderungen der transpirierenden Oberfläche, der Wurzeltiefe, Evapotranspiration, Traufe, des Stammabflusses, der Infiltration (Bsp. *Juniperus-Bäume* in der Great Basin-Steppe) sind zu beobachten.
- Eine Erhöhung der Primärproduktion findet sehr häufig statt (Bsp. *Myricafoya* als Stickstofffixierer auf Hawaii).
- Eine Verringerung der Primärproduktion wird gern immer wieder auch als Möglichkeit angegeben, aber kaum jemals mit Beispielen und exakten Messungen belegt.

Sie führen häufig zu veränderten Strukturen.

- Neue Lebensformen (Bsp. *Prunus serotina* in Eichenwäldern, *Salvinia molesta, Eichhornia crassipes, Pistia stratiotes* als grüne Teppiche auf Gewässern in Südafrika und Indien) etablieren sich.
- Strukturen werden vernichtet (Bsp. Ziegen auf zuvor unbeweideter Insel St. Helena).

Ökosystemare Prozesse

- können sich verzögern, beschleunigt werden, Sukzessionen werden abgelenkt.

Die genetische Vielfalt und Artenzusammensetzung wird verändert, durch

- Steigerung der Artenzahl (Invasoren, Nutznießer der Invasion),
- lokale Senkung der Artenzahl (durch veränderte trophische Beziehungen, Einschleppung von Krankheitserregern o.a.) oder durch Hybridisierung und Introgression.

Zu den ökonomischen, sozialen und emotionalen Problemen und Effekten gehören

- Beeinträchtigungen von Landnutzungen, des Landschaftsbildes,
- neue Toxine *(Heracleum mantegazzianum)* oder Krankheiten, auch
- Freude, Ärger, Angst (Bsp. *Rosa rugosa* an der Küste).

Häufig, aber nicht immer zeichnen sich invasive Arten durch eine ganz interessante Ausbreitungsdynamik aus. So passiert es regelmäßig, dass eine neu ausgebrachte oder eingewanderte Art mehrere Jahre oder Jahrzehnte fern der Heimat, ganz lokal, in einer kleinen Population ausharrt, um dann viel später zu einer Massenausbreitung überzugehen (KOWARIK 1996: 124). So wurden beispielsweise wenige Individuen von *Sisymbrium wolgense* vor 1930 auf Norderney bei der Mühle registriert, wo diese Art auch 1950 noch „zahlreich" vorkam (VAN DIEKEN 1970: 145). Bis 1990 hat die Art sich dann an Wegrändern und Ruderalplätzen auf der Insel ausgebreitet. Sie tritt hier heutzutage in Form dichter Dominanzbestände in Erscheinung. Seit den 1980er Jahren ist sie auch auf Langeoog gesichtet worden (KUHBIER mdl.). Häufig liegen zwischen der erstmaligen Ausbringung bzw. Beobachtung und der späteren Massenausbreitung Jahrzehnte und es drängt sich die Frage auf, was sich zwischendurch verändert hat. Generell lassen sich zwei Gründe als Ursache der verzögerten Massenausbreitung denken. Umweltveränderungen werden häufig als Ursache dieser Dynamik angeführt. Die zweite Möglichkeit betrifft Veränderungen im genetischen Material. Die zwei wichtigsten Prozesse, die zur Veränderung von genetischem Material führen können, Mutationen und Rekombinationen, benötigen keine langen Zeiträume. Es ist daher auch denkbar, dass diese Mechanismen zur Überwindung von Inzuchtdepressionen führen oder dass eine größere phänotypische Variabilität der Population mit besser angepassten Teilpopulationen innerhalb von Jahren oder Jahrzehnten erreicht werden kann.

Nach KOWARIK 1999 (in: KOWARIK & SUKOPP 2000: 173 f., verändert) gelten die folgenden Pflanzenarten in Mitteleuropa als besonders problematisch (mit Angaben zu Verbreitungsschwerpunkten und betroffenen Ökotoptypen):

Campylopus introflexus	Graudünen, Sandtrockenrasen
Impatiens glandulifera	nährstoffreiche Ufer von Fließgewässern, Weichholzauen
Heracleum mantegazzianum	Ruderalflächen, Brachen, Weg- und Gewässerränder (Galio-Urticenea)
Spartina anglica	geschützte Wattbereiche, nicht beweidete tiefgelegene Andelrasen
Cyperus esculentus	Mais- und Hackfruchtkulturen, nährstoffreiche Ufer, Auen
Helianthus tuberosus	Schläge und Böschungen, Sambuco-Salicion oder Arction
Lupinus polyphyllus	nährstoffreiche Ufer, Auen
Reynoutria japonica	nährstoffreiche Ufer, Auen
Reynoutria sachalinensis	nährstoffreiche Ufer, Auen
Reynoutria x *bohemica*	nährstoffreiche Ufer, Auen, Brachen
Solidago canadensis	nährstoffreiche Ufer, Auen
Solidago gigantea	eutrophe Fließ- und Stillgewässer
Elodea canadensis	eutrophe Fließ- und Stillgewässer
Elodea nutallii	ruderalisierte Küstendünen
Rosa rugosa	plantagennahe Kiefernforsten und Feuchtgebiete vor allem in Nord-Deutschland
Vaccinium cor. x *angustifolium*	Trockenwälder SE-Europas, Magerrasen?
Pinus nigra	Felsstandorte, Moorränder
Pinus strobus	nährstoffreiche Ufergehölze, Feuchtwälder
Populus x *canadensis*	Forsten, Eichenwälder, Heidebrachen
Prunus serotina	Forsten, Felsstandorte
Quercus rubra	Magerrasen, Waldgrenzstandorte
Robinia pseudoacacia	Waldgrenzstandorte, Laubwälder
Pseudotsuga menziesii	Waldgrenzstandorte, Laubwälder

Es handelt sich bei diesen Pflanzenarten um ganz unterschiedliche Lebensformen bzw. um Vertreter ganz unterschiedlicher Standorte: um Moose, Therophyten, sehr viele polykonnonbildende Stauden und um einige Gehölze. Eine gewisse Häufung neophytischer oder invasiver Pflanzenarten an Flussufern und Ruderalstandorten in Mitteleuropa ist offensichtlich.

Nach KOWARIK (1996: 137) ist allerdings „ . . . kein Fall bekannt, nach dem Neophyten in Mitteleuropa das Aussterben einer Art bewirkt hätten." SCHROEDER (1998: 83) geht noch einen Schritt weiter indem er schreibt: „In Mitteleuropa gibt es keine Gefährdung idiochorer Pflanzenarten durch Anthropochoren."

Eine in PLACHTER (1991: 272) aufgeführte Liste von Vogel- und Säugetierarten, bei deren Ausrottung ausgesetzte gebietsfremde Arten eine wichtige Rolle gespielt haben, zeigt, dass die eingeführten Arten jeweils ganz andere ökologische Positionen besetzt haben als die Arten, die dann ausgestorben sind. Alle hier angeführten Beispiele beziehen sich auf Inseln bzw. das inselhafte Australien.

Auch DIAMOND & CASE (1986: 75 ff.) konnten zeigen, dass es immer besonders dann bedrohlich wird, wenn eine neue Art eine zuvor noch nicht vertretene Gilde repräsentiert. Eingeschleppte Ratten wirkten sich auf die heimische Avifauna ganz unterschiedlich aus. Der Effekt war auf den Salomonen, Weihnachts-Inseln, auf den Galapagos-Inseln, auch in Nord- und Südamerika und Australien gering oder vernachlässigbar; es gab vorher bereits heimische Ratten. Auch auf den Fiji-Inseln, auf Tonga, Samoa, Aldabra u.a. hatten eingeschleppte Ratten kaum einen Effekt. Es gab auf diesen Inseln zwar vorher keine heimischen Ratten, aber es gab bereits baumkletternde Krebse. Nach DIAMOND & CASE (a.a.O.) waren die Auswirkungen auf den Hawaii-Inseln u.a dagegen verheerend. Hier wurde die Avifauna durch einge-

schleppte Ratten dezimiert; es hatte vorher keine heimischen Ratten und auch keine baumkletternden Krebse gegeben.

Die Insel Mauritius gehört zu den Nationen bzw. Regionen der Erde mit einem extrem hohen Anteil der Flora, der bedroht ist. Nach WALTER & GILLETT (1997: xxxiii) beträgt dieser Anteil 39,2 %. Hier lässt sich daher leicht studieren, in welcher Weise die Ausbreitung invasiver Arten in Zusammenhang mit dem Aussterben anderer zusammenhängt. Im Laufe der Geschichte, vor allem nach 1600, wurden verschiedene invasive Arten auf Mauritius ausgesetzt bzw. wanderten von allein ein. Zu den Arten bzw. Gruppen, die sich auch durch nennenswerten Einfluss auf die Landschaft auszeichnen, gehören nach ROUILLARD & GUEHO (o. J.: 255 f., 344) und AMIN (1999: 237 ff.) die folgenden (z.T. mit Angabe des Einwanderungszeitraumes und der Herkunft):

1589:	Niederländer
nach 1589:	vor allem auch Franzosen, Engländer, Inder
17. Jhdt:	Schweine
1639:	„Sambarhirsche" von Java
im 17. Jhdt.:	Javaneraffe vermutlich von den Ostindischen Inseln
lange vor 1700:	Hausratten
vor 1709:	Wildkatzen
vor 1735:	Schwarznackenhasen vermutlich aus Indien
um 1735:	Wanderratten
Mitte des 18. Jahrhunderts:	Spitzmäuse
vermutlich vor 1763:	Chinesische Guave *(Psidium cattleyanum = Psidium littorale)* aus Brasilien
vermutlich vor 1812:	Liguster *(Ligustrum robustuni)* aus Sri Lanka
spätes 18. Jahrhundert:	Tanrek von Madagaskar
1899:	Mungos aus Indien

Vor 1600 gab es auf Mauritius an heimischen Säugetieren lediglich Flughunde. Es gab keine Weidegänger (Sambarhirsche, Schwarznackenhasen), Bodenwühler (Wildschweine, Menschen), Holzfäller, Zuckerrohrpflanzer (Menschen), keine Tiere, die in der Lage waren, Samen und junge Zweige beispielsweise von *Sideroxylon grandiflorum* u.a. Regenwald-Baumarten zu zerbeißen (Javaneraffen), und es gab für viele Tierarten keine über ihnen in der Nahrungspyramide befindlichen Gipfelräuber (Mensch für Dodo oder große Meeresschildkröten). Die heutzutage für den Regenwald als besonders problematisch erachteten Pioniergehölze Chinesische Guave *(Psidium cattleyanum = PS. littorale)* und Liguster *(Ligustrum robustuni)* sind keine direkten Konkurrenten der Waldarten. Sie sind aber besonders erfolgreich in Kombination mit Schweinen, Affen und Hirschen. Schweine bereiten den Boden, in dem die Pioniergehölze dann wunderbar aufkommen, durch Wühlen vor. Heimische Baumarten, wie *Sideroxylon grandiflorum,* die besonders nach heftigen Zyklonen, die zur Entlaubung führen, Blüten und Früchte ansetzen, werden ihrer Samen und jungen Triebe durch Javaneraffen beraubt. Die wenigen Keimlinge und Jungpflanzen, die es dennoch geschafft haben, werden alsbald von den neophytischen Pioniergehölzen beschattet und/oder von Weidegängern aufgefressen. Heutzutage gibt es deshalb von verschiedenen auf Mauritius endemischen Baumarten nur noch sehr alte Individuen in der Natur.

Dieses Beispiel mag zeigen, in welcher Weise Invasoren die Komposition von Strukturen und Gilden in einem Ökosystem verändern können. Nach einer gewissen Zeit geschieht es, dass ein Ökosystem nicht mehr das ist, was es einmal war - der Regenwald ist zur Zuckerrohrplantage geworden.

Diskussion

Die empirischen Daten zeigen, dass besonders kleinere isolierte Populationen bzw. auf Inseln lebende endemische Arten vom Aussterben bedroht sind. Dies gilt auch für Arten auf isolierten Bergen, in und an Flussmündungen oder für Arten anderer Habitatisolate.

Weil solche inselähnlichen Situationen sich häufig besonders dadurch auszeichnen, dass sie von Vertretern bestimmter Lebensformen oder Gilden noch nicht erreicht, besiedelt oder erobert worden sind, die bereits vorhandenen Populationen anderseits naturgemäß häufig klein sind, können neue Arten unter Umständen relativ schnell zum Aussterben heimischer Endemiten führen. Es hat sich auch gezeigt, dass die invasive Art kaum jemals dieselbe Gilde repräsentiert wie die bedrohte heimische Art.

Nun kann man den Begriff der Gilde weit und eng definieren. Nach SCHÄFER (1992: 122) ist eine Gilde eine „funktionelle Artengruppe", eine Gruppe von Arten, „die gleiche Ressourcen (wie Nahrung, Mikrohabitate) in ähnlicher Weise nutzen." Als Beispiel nennt er die pflanzenfressenden Arthropoden einer Wiese, „die bei genauer Betrachtung wiederum in Gilden aufgeteilt werden können,..." Es ist demnach möglich, ökologisch mehr oder weniger ähnliche Arten je nach betrachteter Funktion einer einzigen Gilde oder aber mehreren Gilden zuzuordnen. Hier soll die These vertreten werden, dass eine Bedrohung umso größer wird, je weiter die Gilde zu definieren ist, die von einer neuen Art repräsentiert wird; Voraussetzung ist allerdings, dass diese Gilde am Ort der Zuwanderung noch nicht existent war und deshalb ebenso wie die Zuwanderer selbst etwas Neues darstellt.

Zusammenfassung

Invasionen von Arten, die eine ähnliche ökologische Potenz haben wie heimische Arten, führen kaum jemals durch Konkurrenz zur Auslöschung derselben. Die Vorstellung von den (konkurrenz-) starken Invasoren und den (konkurrenz-) schwachen Endemiten ist empirisch nicht zu untermauern.

Häufig sind Invasoren Nutznießer neu geschaffener Lebensräume bzw. veränderter Umweltbedingungen, welche gleichzeitig zum Aussterben heimischer Populationen führen können. Die wahre Ursache des Aussterbens kann auf diese Weise durch neu zuwandernde Arten maskiert werden.

Endemische Arten sind derzeit existenziell vor allem durch Lebensraumvernichtung und Veränderungen der Umwelt durch den Menschen (Invasion von *Homo sapiens)* in Kombination mit zusätzlich eingebrachten Vertretern neuer Gilden bedroht.

Literatur

AMIN, M. (1999): Mauritius. 2. Aufl. - München. 342 S.
CONNELL, J. H. (1978): Diversity in tropical forests and coral reefs. - Science, 199: 1302-1310.
DIAMOND, J. & T. J. CASE (1986): Overview: Introductions, Extinctions, Exterminations, and Invasions. - In: J. Diamond & T. J. CASE (Hrsg.): Community Ecology. - New York, Cambridge, Philadelphia. S. 65-79.
DIEKEN, J. VAN (1970): Beiträge zur Flora Nordwestdeutschlands unter besonderer Berücksichtigung Ostfrieslands. - Jever. 284 S.
HAEUPLER, H. (1998): Ein Vergleich zwischen „echten" Inseln und Habitatisolaten. - In: BRANDES, D. (Hrsg.): Vegetationsökologie von Habitatisolaten und linearen Strukturen. - Braunschweiger Geobotanische Arbeiten, 5: 39-60.
HOBOHM, C. (2000): Biodiversität. - Wiebelsheim. 214 S.
HUSTON, M. A. (1994): Biological Diversity - The coexistence of species on changing landscapes. - Cambridge. 681 S.

KOWARIK, I. (1996): Auswirkungen von Neophyten auf Ökosysteme und deren Bewertung. - Texte des Umweltbundesamtes 58/96: 119-155.
KOWARIK, I. (1997): Unerwünschte Folgen der Ausbreitung neophytischer Baum- und Straucharten. - In: K.-D. GANDERT (Hrsg.): Beiträge zur Gehölzkunde. - Rinteln. S. 18-28.
KOWARIK, I. & H. SCHEPKER (1998): Plant invasions in Northern Germany: Human Perception and Response. - In: U. STARFINGER, K. EDWARDS, I. KOWARIK & M. WILLIAMSON (Hrsg.): Plant Invasions: Ecological Mechanisms and Human Responses. - Leiden. S. 109-120.
KOWARIK, I. & H. SUKOPP (2000): Zur Bedeutung von Apophytie, Hemerochorie und Anökophytie für die biologische Vielfalt. - Schriftenreihe für Vegetationskunde, 32: 167-182.
KRATOCHWIL, A. (1998): Zur Gültigkeit der Inseltheorie bei Festland-Ökosystemen - Eine kritische Betrachtung für den Naturschutz. - In: BRANDES, D. (Hrsg.): Vegetationsökologie von Habitatisolaten und linearen Strukturen. - Braunschweiger Geobotanische Arbeiten, 5: 7-38.
LUKEN, J. 0. & J. W. THIERET (Hrsg.) (1997): Assessment and Management of Plant Invasions. - New York, Berlin, Heidelberg. 324 S.
PLACHTER, H. (1991): Naturschutz. - Jena, Stuttgart. 463 S.
ROSENZWEIG, M. L. (1971): Paradox of enrichment: destabilization of exploitation ecosystems in ecological time. - Science, 171: 385-387.
ROUILLARD, G. & J. GUEHO (o. J.): Les plantes et leur histoire à l île Maurice. - o.O. 752 S.
SCHAEFER, M. (1992): Ökologie. 3. Aufl. - Jena. 422 S.
SCHROEDER, F.-G. (1998): Lehrbuch der Pflanzengeographie. - Wiesbaden. 457 S.
STAUB, F. (1993): Fauna of Mauritius and associated Flora. - Mauritius. 86 S.
TILMAN, D. (1982): Resource Competition and Community Structure. - Princeton. 296 S.
WALKER, L.R. & S. D. SMITH (1997): Impacts of invasive Plants on Community and Ecosystem Properties. - In: LUKEN, J. 0. & J. W. THIERET (Hrsg.): Assessment and Management of Plant Invasions. - New York, Berlin, Heidelberg. S. 69-86.
WALTER, K. S. & H. J. GILLETT (Hrsg.) (1998): 1997 IUCN Red List of Threatened Plants. - Gland, Cambridge. LXIV, 862 S.

Anschrift des Verfassers:

PD Dr. Carsten Hobohm
Institut für Umweltwissenschaft
der Universität Lüneburg

21332 Lüneburg

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Braunschweiger Geobotanische Arbeiten

Jahr/Year: 2001

Band/Volume: 8

Autor(en)/Author(s): Hobohm Carsten

Artikel/Article: Zur Theorie der Invasion - unter welchen Bedingungen können Adventivarten zu einem Problem für die heimische Natur werden? 161-167