

Mitt. bad. Landesver. Naturkunde u. Naturschutz	N.F. 21	1	15 - 26	2010	Freiburg im Breisgau 15. September 2010
--	---------	---	---------	------	--

# Neophytenfluren statt Orchideenwiesen? Kurze Anmerkungen zu einigen Auswirkungen des Klimawandels auf die Pflanzenwelt.

VON

THOMAS JUNGHANS\*

**Kurzfassung:** Bezüglich der Auswirkungen des Klimawandels auf die heimische Pflanzenwelt werden häufig die massive Ausbreitung neophytischer Sippen und die damit verbundenen negativen Folgen für die Artenvielfalt diskutiert. Am Beispiel der drei im Raum Mannheim verbreiteten Neophyten *Mahonia aquifolium*, *Ambrosia artemisiifolia* und *Claytonia perfoliata* werden diese Zusammenhänge kritisch hinterfragt. Anhand eigener Untersuchungen konnte eine negative Korrelation zwischen Deckungsgraden und Artenzahlen nachgewiesen werden. Unabhängig davon, ob Neophyten oder indigene Arten beteiligt sind, gilt dies allerdings für Dominanzbestände generell. Darüber hinaus wird auf den großen anthropogenen Einfluss auf neophytische Invasionsprozesse hingewiesen und anhand zunehmender Deckungsgrade von *Mahonia aquifolium* entlang eines Störungsgradienten dargelegt, weshalb sich die Sippe schlecht als Indikator für Klimaveränderungen eignet.

Schlüsselwörter: Klimawandel, Globale Erwärmung, Neophyten, Florenwandel, Artenvielfalt

## Neophyte occurrences instead of orchid meadows? Short remarks on some effects of climate change on the flora

**Abstract:** Regarding the impact of climate change on the indigenous flora mainly two aspects are frequently discussed. First is the rise of invasive neophytes as a consequence of global warming. Second is that non-native species causes severe and mostly negative effects on species diversity. By example of *Mahonia aquifolium*, *Ambrosia artemisiifolia* and *Claytonia perfoliata* – three common neophytes in the area around Mannheim (Southwestern Germany) – these aspects are subject of a critical consideration. Based on the results of field work during several years a negative correlation of mass-occurrences on species diversity is proved to be true, whether neophytes or native species are involved. Furthermore, the vast anthropogenic influence on neophyte invasions is pointed out when increasing coverage of

---

\* Anschrift des Verfassers: Dipl.-Biol., Dipl.-Umweltwiss. Thomas Junghans, Rotdornweg 47, D 33178 Borchen, E-Mail: [tjunghans@aol.com](mailto:tjunghans@aol.com)

*Mahonia aquifolium* is found along a disturbance gradient. This suggests that occurrences of *Mahonia* should be seen as man made in the first place and that the species is a weak indicator for direct effects of climate change.

Keywords: Climate change, Global warming, Neophytes, Floristic change, Species diversity

## 1. Einleitung

Bereits seit der Mitte des 19. Jahrhunderts wird eine weltweite Erwärmung registriert. Dabei sind einige Folgen der anthropogen bedingten Klimaveränderung bereits seit längerem gut dokumentiert, wie etwa die durchschnittliche Verlängerung der mitteleuropäischen Vegetationsperiode um etwa 11 Tage (siehe z.B. MENZEL 2003). Das Ausmaß der Auswirkungen des Klimawandels auf die heimische Pflanzenwelt ist Gegenstand intensiver Forschungen. Unter Zugrundelegung verschiedener Szenarien lassen sich bereits heute zukünftige Arealverluste zahlreicher Arten prognostizieren (z.B. KÜHN 2008).

Besonders im Blickpunkt stehen Vorkommen nicht-einheimischer Pflanzensippen, gelten doch durch Neophyten verursachte Biologische Invasionen als eine der Hauptursachen für den weltweiten Artenrückgang (KOWARIK 2003: 9). In dieser Debatte werden allerdings die vermeintlichen Folgen einer Ausbreitung neophytischer Sippen häufig überbewertet und nicht selten mit xenophoben Konnotationen verbunden. So überschrieb z.B. die Wochenzeitung *Die Zeit* einen ansonsten gut recherchierten Artikel über „exotische Tiere und Pflanzen“ mit dem Titel: *Vorsicht, Fremde!*

Aufgrund eines häufig auffallenden Blühaspekts von Neophyten und der schieren Anzahl von Individuen in Massenbeständen, der Vielzahl von Fundmeldungen in einem bestimmten Gebiet bzw. Zeitraum, dem erstmaligen Auftreten gebietsfremder wärmeliebender Gehölzsippen usw. schließen jedoch selbst Fachwissenschaftler oft allzu schnell auf negative Auswirkungen wie z.B. auf eine Verdrängung seltener einheimischer Sippen durch Adventivarten. Als Folge entstünden so „Neophytenfluren statt Orchideenwiesen“ (HIMMLER 2008). Detaillierte Untersuchungen zu den tatsächlichen Folgen der Einwanderung gebietsfremder Arten in Raum und Zeit liegen dagegen nur spärlich vor (z.B. THOMSON 2005, KASPEREK 2004).

Ziel dieses Beitrags ist eine kritische Überprüfung des Zusammenhangs von Neophytenvorkommen und Verdrängung einheimischer Arten aufgrund eigener Untersuchungen. Zudem soll hinterfragt werden, ob Adventivsippen wie *Mahonia aquifolium* (z.B. HIMMLER 2008) tatsächlich gute Indikatoren für den Klimawandel darstellen.

## 2. Methode

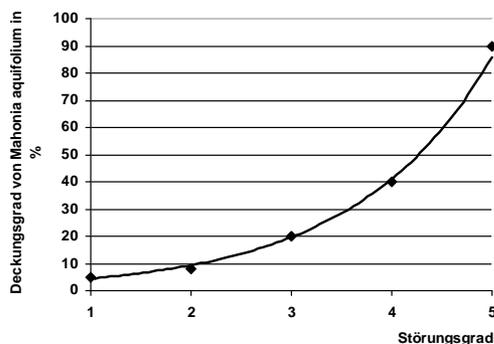
Datengrundlage der hier dargestellten Ergebnisse sind Pflanzensoziologische Vegetationsaufnahmen von Beständen von *Mahonia aquifolium* (55 Aufnahmen von verschiedenen Standorten aus den Jahren 2007-2009), *Medicago lupulina* (10 Aufnahmen von einem Standort aus 2008) und *Claytonia perfoliata* (24 Aufnahmen von verschiedenen Standorten von 2005-2007), die im Raum Mannheim (Baden-Württemberg) angefertigt wurden. Diese werden ergänzt durch zahlreiche weitere Beobachtungen und Untersuchungen des Autors zur Flora von Mannheim (z.B. JUNGHANS 2007a, b, 2008, 2010b). Um die Auswirkungen edaphischer, mikroklimatischer oder sonstiger Unterschiede auf die Artenzusammensetzung möglichst gering zu halten, schließen die kartierten Flächen in der Regel aneinander. Unterschiedliche Deckungsgrade sollten somit überwiegend aufgrund „natürlicher“ Umstände (Störungsgrad, Ausbreitungsvektoren, Keimungsbiologie, ökologische Amplitude etc.) auf den ansonsten vergleichbaren Flächen zustandekommen. In Abwandlung der üblichen pflanzensoziologischen Methode wurden die Deckungsgrade direkt als Prozentwerte erfasst. Bei der Auswertung der Daten wurden die Deckungsgrade den Artenzahlen der jeweiligen Fläche bzw. der Art des Standorts gegenübergestellt und die Korrelationskoeffizienten ermittelt. Des Weiteren wurden aus den resultierenden Gleichungen der Geraden von *Mahonia aquifolium* und *Medicago lupulina* jeweils die Artenzahl bei 0% und 100% Deckung berechnet (statistische Berechnungen erfolgten unter Verwendung des Programms MINITAB). Außerdem wurden den auf den untersuchten Flächen vorhandenen Deckungsgraden von *Mahonia aquifolium* in Anlehnung an das Hemerobie-Konzept Störungsgrade von 1 (ungestört) bis 5 (stark gestört) zugeordnet, was nur auf 45 der 55 Teilflächen gut möglich war. Ferner wurde im Bereich eines Massenbestandes von *Ambrosia artemisiifolia* (Jubiläumspark in Mannheim-Sandhofen) die Individuendichte pro qm sowohl innerhalb des Bestandes, am Rand des Bestandes und wenig außerhalb des Bestandes zu fünf verschiedenen Zeitpunkten im Jahr 2009 erfasst und als jeweilige Durchschnittswerte aus unterschiedlich vielen Messwerten berechnet.

## 3. Auswirkungen des Klimawandels auf die indigene Flora

### 3.1 Neophyten als Indikatorarten für den Klimawandel

Wie die hier vorgelegten Daten zeigen, ist die Eignung von *Mahonia aquifolium* als Indikatorart für den Klimawandel mehr als fraglich. Bei der Aus-

wertung von 45 Vegetationsaufnahmen dieser Adventivsippe aus den Jahren 2007 bis 2009 zeigte sich, dass die Deckungsgrade derartiger Bestände in exponentieller Weise mit dem Störungsgrad korrelieren. Hierbei wurden möglicherweise angepflanzte Bestände ebenso als Störung bewertet wie das Vorhandensein von Rückegassen, Spuren von Holzeinschlag oder Befahren, der Wühltätigkeit von Wildschweinen etc. und je nach Umfang als kaum (1) bis stark (5) gestört eingestuft (siehe Abb. 1). Danach gehören Weg- und Waldränder zu den am stärksten gestörten Flächen mit entsprechend großen Mahonien-Vorkommen (Deckungsgrade von >80%). Diese gründen sicher z.T. auf Anpflanzung (und nachfolgende vegetative Ausbreitung) oder Ein- und Verschleppung sowie Schaffung offener konkurrenzfreier Standorte durch wald- und waldwegebauliche Maßnahmen der Forstverwaltung etc. Hinzu kommen Diasporeneinträge und nachfolgende Verwilderungen durch Gärten oder sonstige Anpflanzungen entlang siedlungsnaher Waldränder. Generell nehmen die Deckungsgrade von *Mahonia aquifolium* mit zunehmender Entfernung von Waldwegen und Siedlungsrändern ab. Aufgrund der Beeinträchtigungen durch Holzeinschlag und Wildschweine werden aber auch in Entfernungen von 30-40m zu den nächstgelegenen Wegen immer wieder offene Stellen geschaffen, auf denen Deckungsgrade von 25-40% erreicht werden können. Auf wenig bis kaum gestörten Waldflächen sinken die Deckungsgrade unter 5%, wobei auf siedlungsnahen Flugsand- und Binnendünenbereichen aber bereits bis zu 10% der Flächen mit *Mahonia aquifolium* bedeckt sein können.



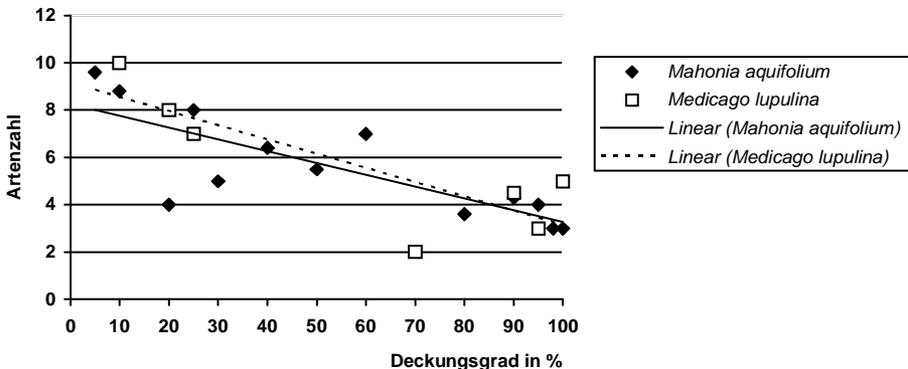
**Abb. 1:** Durchschnittliche Deckungsgrade von *Mahonia aquifolium* auf unterschiedlich stark gestörten Flächen.

## 3.2 Verdrängung einheimischer Pflanzensippen durch Dominanzbestände invasiver Neophyten

### 3.2.1 *Mahonia aquifolium*

Zwischen Deckungsgrad und Artenzahl besteht in der Regel ein linearer Zusammenhang mit negativem Korrelationskoeffizient (z.B. ISERMANN 2007,

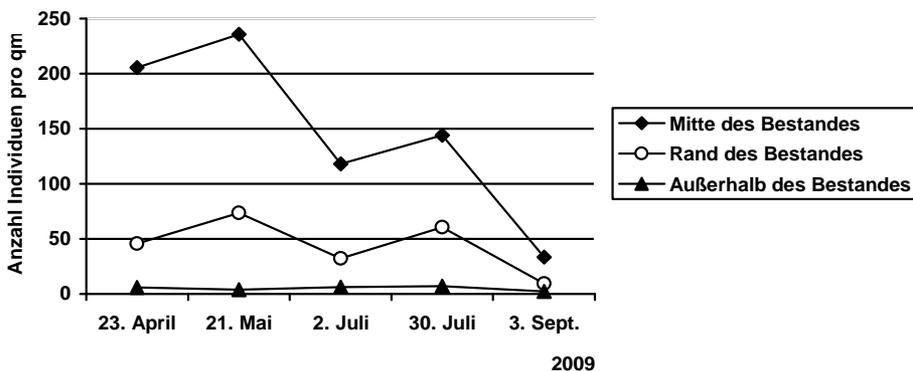
2008, HAHN 2006). Analog zu Arten wie z.B. *Rosa rugosa* nimmt auch bei *Mahonia aquifolium* die Artenzahl der untersuchten Standorte mit steigenden Deckungsgraden stark ab (siehe Abb. 2). Vergleicht man die aus der Gleichung der Geraden ermittelten Artenzahlen bei 0% und 100%, so ergibt sich ein Artenverlust von 60,3% bei vollständiger Vegetationsbedeckung im Gegensatz zur Artenzahl von Flächen, auf denen die Sippe kaum oder gar nicht vertreten ist! Allerdings gibt es auch zahlreiche einheimische Arten, die unter bestimmten Umständen zur Ausbildung artenarmer Dominanzbestände neigen. So nimmt z.B. auch bei *Medicago lupulina* mit Zunahme der Deckungsgrade die Artenzahl auf den Flächen stark ab (siehe Abb. 2) und der resultierende Artenverlust ist mit 65,5% sogar noch größer als der von *Mahonia aquifolium*. Die von beiden Arten ausgehenden, potentiell negativen Auswirkungen auf die Artenvielfalt fallen je nach Standort unter Einbeziehung qualitativer Gesichtspunkte, wie die Anzahl seltener oder gefährdeter Arten auf den betroffenen Flächen, unterschiedlich aus. So verändert *Mahonia aquifolium* (allerdings noch recht kleinräumig) bereits das Erscheinungsbild einiger Flugsandflächen und Binnendünen (z.B. im Käfertaler Wald in der Nähe der US-Kasernen) und erhöht damit den Konkurrenzdruck auf typische Sandarten. Ganz ähnliche Auswirkungen ergeben sich aus den quasi monodominanten Vorkommen von *Medicago lupulina* auf einer seit langen Jahren bestehenden Industriebrache (Fa. Rhein-Chemie, Mannheim-Rheinau), indem die noch offenen, lückigen Bereiche der Silbergrasflur, auf der bemerkenswerte Arten wie z.B. *Poa bulbosa* vorkommen, immer mehr reduziert werden. Die Flächen werden anschließend von ebenfalls artenarmen Dominanzbeständen von *Calamagrostis epigejos* infiltriert, die vermittels ihrer vegetativen Ausläufer in die dichten *Medicago*-Teppiche einzudringen vermögen.



**Abb. 2:** Deckungsgrade und Artenzahlen von Beständen von *Mahonia aquifolium* und *Medicago lupulina* in Mannheim.

### 3.2.2 *Ambrosia artemisiifolia*

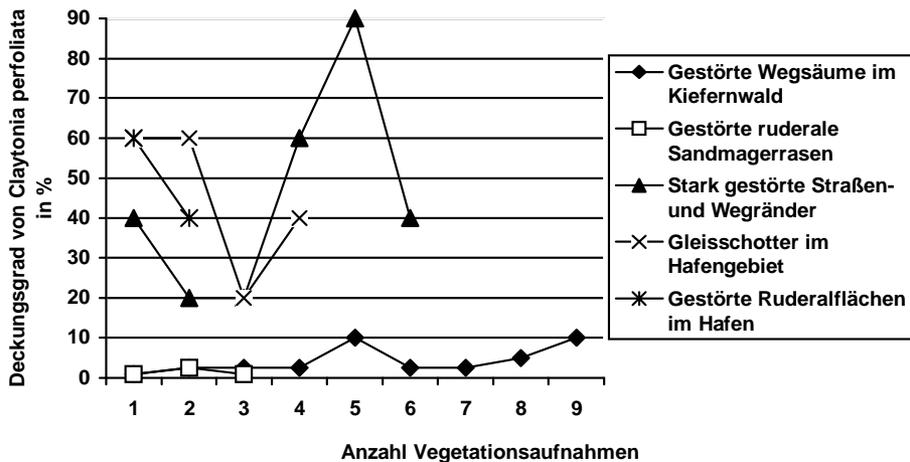
Das Vorhandensein und die Größe auffälliger Massenvorkommen unterliegen in aller Regel raum-zeitlichen Schwankungen. Dies sei am Beispiel von großen, Tausende Individuen umfassenden Beständen von *Ambrosia artemisiifolia* in Mannheim-Sandhofen illustriert (siehe Abb. 3). Anfang bis Mitte April 2009 liefen die ersten Keimlinge auf, die dann eine dichte Krautschicht mit durchschnittlich 205,6 Individuen (ca. 2-10 cm hohe Keim- bzw. Jungpflanzen) pro qm bildeten. Bis zum nächsten Erfassungszeitpunkt im Mai waren weitere Pflanzen gekeimt, so dass mit durchschnittlich 236 Pflanzen (bis ca. 10 cm hohe Jungpflanzen und niedrigere Keimlinge) pro qm die insgesamt höchsten Werte für die Individuendichte innerhalb der Bestände erreicht wurden. Anfang Juli zeigten die 10-30 cm hohen Pflanzen witterungsbedingt leichte bis mittlere Trocknisschäden und die Bestandsgrößen waren auf 118 Individuen pro qm eingebrochen. Nach einer leichten Erholung durch offensichtlich hinzugekommene weitere Keimlinge Ende Juli war Anfang September lediglich noch eine Individuendichte von 33,6 Pflanzen pro qm vorhanden. Die Verhältnisse am Rand des Bestandes sind analog, wenn auch mit jeweils deutlich niedrigeren Zahlen. Bemerkenswert sind ferner die wenige Meter außerhalb des Bestandes ermittelten Werte, da sie die geringe Ausbreitungsfähigkeit von *Ambrosia artemisiifolia* gut nachzeichnen. Auch wenn die Daten aus nur einem Jahr mehr den Charakter einer Momentaufnahme haben (vor allem in Bezug auf den Witterungsverlauf), hat der Autor diese Vorkommen seit Jahren regelmäßig aufgesucht, ohne dass sich bislang die oben angegebene Zonierung der Bestände und deren räumliche Ausdehnung wesentlich geändert hätten.



**Abb. 3:** Raum-zeitliches Muster der durchschnittlichen Individuendichte von *Ambrosia artemisiifolia* im Zeitraum April bis September 2009.

### 3.2.3 *Claytonia perfoliata*

In Übereinstimmung mit dem als gering einzuschätzenden Ausbreitungspotential finden sich die Vorkommen der Sippe überwiegend auf zumindest leicht gestörten Standorten, wobei diese durch Einschleppung mit Gartenabfällen, Verschleppung durch Tritt (Mensch, Tiere) etc. begründet und begünstigt zu sein scheinen. Vor allem auf stark gestörten urban-industriellen Habitaten erreicht *Claytonia* Deckungsgrade bis 90% (siehe Abb. 4), während die agriophytischen Vorkommen z.B. im Bereich leicht gestörter Wegräume in den Kiefernwäldern im Süden von Mannheim Deckungsgrade von höchstens 10% aufweisen. Noch überwiegen also stadttypische Standorte wie Weg- und Straßenränder, Gleisschotter etc., wo die Sippe zwar sehr individuenreiche, teils aber auch sehr kurzlebige, unbeständige Bestände zusammen mit *Stellaria media*, *Lamium purpureum* und anderen Arten bilden kann (siehe z.B. auch JUNGHANS 2007b).



**Abb. 4:** Deckungsgrade von Beständen von *Claytonia perfoliata* auf verschiedenen Standorten.

## 4. Diskussion

Vorkommen von Neophyten werden häufig als direkte Ursache des Klimawandels angesehen. So kann etwa nach HIMMLER (2008) die rasche Ausbreitung von *Mahonia aquifolium* in den letzten Jahren als Indikator für den Klimawandel gelten, während z.B. RADKOWITSCH (2007) im Vorkommen von *Actinidia deliciosa* an einem Waldweg im Schwarzwald einen weiteren Beleg dafür zu sehen glaubt, dass „die Artenzusammensetzung der Wälder ein-

em Wandel durch die Einwanderung adventiver Gehölzarten unterliegt“. Abgesehen davon, dass anthropogene Eingriffe wie die Ausbringung von Klärschlamm zur Walddüngung (als wahrscheinliche Ursache des Vorkommens der Kiwi im Schwarzwald) zu jedem beliebigen Zeitpunkt erfolgen und praktisch jede (nicht nur) neophytische Art betreffen kann, ist es in solchen Fällen nicht zulässig von einer „Einwanderung“ zu sprechen, die aufgrund ausbreitungsökologischer und populationsbiologischer Aspekte der betreffenden Art zustande kommen müsste. Subspontane Vorkommen von Kiwi in Deutschland beruhen auf Verschleppungen durch Abfälle oder durch unzureichend geklärte Abwassereinleitungen in Flüsse mit anschließender Etablierung entlang von Flussufern (KASPEREK 2003).

Analog zur Mahonie sieht HIMMLER (2008) auch in der massiven Ausbreitung von *Senecio inaequidens* eine „Folge der aktuellen Klimaveränderung“, da die Sippe doch noch Anfang der 1990er Jahre in der Kurpfalz sehr selten gewesen sei. Allerdings erreichte die Sippe in einer ersten großen Ausbreitungswelle bereits etwa 1970 Aachen und gilt seit den 1980er Jahren im Westen Nordrhein-Westfalens sowie in Bremen als eingebürgert. Hierfür sind aber weder die „aktuellen Klimaveränderungen“ ursächlich, sondern vor allem Verschleppungen durch Fern- und Bahnverkehr, Straßenbau etc. (BÖHMER 2001). Nicht zufällig wurden auch die ersten Vorkommen im Raum Mannheim im Bereich von Bahn- und Hafenanlagen gefunden (MAZOMEIT 1991).

Wo Einbürgerungstendenzen florenfremder Arten eingehend untersucht wurden, wird zumeist weder auf einen direkten Zusammenhang mit dem Klimawandel verwiesen, noch vergessen, den großen anthropogenen Beitrag bei der Begründung und Förderung derartiger Vorkommen herauszustellen (z.B. ADOLPHI & BÖCKER 2005, KASPEREK 2003, GAUSMANN & AL. 2006, FUCHS & AL. 2007). Auch wenn die durch den Klimawandel bedingten Temperaturerhöhungen einen fördernden Einfluss auf zahlreiche Arten haben können, sind jedoch die Vorkommen invasiver Neophyten kaum als deren direkte Folge anzusehen, weshalb man konsequenterweise bei solchen Sippen von „Gewinnern der Klimaveränderungen“, (BÖHLING 2008) sprechen sollte. Wie das Beispiel von *Mahonia aquifolium* zeigt, nehmen die Deckungsgrade der Art auf unterschiedlichen Standorten entlang eines Störungsgradienten exponentiell zu (siehe Abb. 1), was die von BRANDES (2005) geäußerte generelle Feststellung unterstreicht, dass „Neophyten geradezu als Bioindikatoren für Störungen und Missmanagement“ gelten können (JUNGHANS 2010a). Im Allgemeinen korreliert der Anteil neophytischer Sippen mit der Gesamtartenzahl unterschiedlicher Habitate, was daran liegt, dass eine große Nischenvielfalt auch eine hohe Artenvielfalt bedingt, unabhängig davon, ob es sich um indigene, archäophytische oder neophytische Arten handelt (BRANDES 2008).

Der Nachweis eines direkten Zusammenhangs zwischen Klimawandel und Arealerweiterungen wird dagegen kaum möglich sein, auch wenn in den letzten Jahren festgestellte Ausbreitungen zahlreicher wärmeliebender Sippen wie *Polycarpon tetraphyllum*, *Crepis setosa*, *Chondrilla juncea*, *Himantoglossum hircinum* etc. (MAZOMEIT 2002, JUNGHANS 2007a,b, 2008, HIMMLER 2008, SONNBERGER & AL. 2008) dies anzudeuten scheinen.

Dass invasive Neophyten negative Auswirkungen auf die Pflanzenwelt haben können, ist unbestritten (z.B. CALLAWAY & ASCHEHOUG 2000, HEJDA & AL. 2009, JUNGHANS 2010c) und kann am Beispiel von *Mahonia aquifolium* aufgezeigt werden. Vor allem sehr individuenreiche, dichte Bestände, die von den jeweiligen Neophyten dominiert werden, sind im Vergleich zu Flächen, auf denen diese Sippen nicht oder nur schwach vertreten sind, ausgesprochen artenarm. Hierbei kann es zu einer starken Verminderung der Artenvielfalt kommen, im Falle von *Mahonia aquifolium* kommt es zu einem Artenverlust von rund 60% (siehe Abb. 2)! Dies wirkt sich besonders dort ausgesprochen negativ aus, wo sehr seltene einheimische Arten mit kleinen Verbreitungsgebieten betroffen sind (z.B. THOMSON 2005, POMPE & AL. 2008). Allerdings zeigt sich, dass dies in gleicher Weise für einheimische Sippen gilt: So wiesen von *Medicago lupulina* dominierte Flächen eine um mehr als 65% reduzierte Artenvielfalt auf. Analoge Verhältnisse dürften ebenfalls in Dominanzbeständen von zahlreichen weiteren indigenen Sippen wie z.B. *Phragmites communis*, *Calamagrostis epigejos*, *Cornus sanguinea*, *Prunus spinosa* etc. zu finden sein.

*Claytonia perfoliata* kommt überwiegend auf gestörten bis stark gestörten Standorten vor (siehe Abb. 4), während sich die von HIMMLER (2008) befürchtete Gefährdung seltener Sandarten durch Ausschattung bislang noch nicht deutlich absehen lässt, da auch hier anderen Einflussgrößen (Eutrophierung etc.) mehr Gewicht beizumessen ist. Zudem unterliegen auch die Vorkommen von Neophyten großen raum-zeitlichen Schwankungen, wie KASPEREK (2004) am Beispiel von *Impatiens glandulifera* zeigen konnte, wobei selbst individuenreiche Massenbestände ökologisch folgenlos blieben. Auch die Bestände von *Ambrosia artemisiifolia* in Mannheim unterliegen einer ausgeprägten jahreszeitlichen Dynamik (siehe Abb. 3). Dabei gelingt es am Ende der Vegetationszeit letztlich nur rund 14% der im Zentrum des Massenbestandes vorhandenen Individuen, sich am Standort erfolgreich zu behaupten und zu reproduzieren.

Die vielfach sehr schnell geäußerten Befürchtungen negativer Auswirkungen in Folge der Ausbreitung invasiver Neophyten halten somit einer kritischen Überprüfung oft nicht stand und bedürfen einer differenzierten Einzelfallbewertung! Auch wenn es aus der Sicht des Arten- und Naturschutzes auf lokaler Ebene zu Problemen kommen kann, bleibt festzuhalten,

dass bislang keine negativen Auswirkungen von Neophyten auf die mitteleuropäische oder deutsche Flora bekannt sind (BRANDES 2005, 2008) und die Gefährdung der Biodiversität aus einem komplexen Wechselspiel von zahlreichen ökologischen und sozioökonomischen Faktoren (SUKOPP & WURZEL 2003) sowie veränderten Landnutzungsformen (z.B. POMPE & al. 2008), Vernichtung von Lebensräumen aufgrund intensiver landwirtschaftlicher Nutzung sowie Wuchsortzerstörungen durch die urban-industrielle Siedlungsentwicklung (z.B. JUNGHANS 2003, VAN DER VEKEN & AL. 2004) u.v.m. resultiert.

Tatsächlich wird sich also das von Himmler heraufbeschworene Szenario, wonach Orchideenwiesen von Neophytenfluren abgelöst werden, nur selten als real erweisen. Denn die „Wiederbewaldung von Magerrasen ist kein spezielles Neophytenproblem, sondern eines der Landbewirtschaftung“ (KOWARIK 2003: 255).

Klar ist aber auch, dass der Klimawandel die mitteleuropäische Flora nachhaltig verändern wird. Ausmaß und Stärke der Veränderungen sind Gegenstand intensiver Erforschung, wobei verschiedene Szenarien für etwa zwei Drittel der Pflanzenarten einen zukünftigen Arealverlust annehmen (z.B. KÜHN 2008).

## Literatur

- ADOLPHI, K., BÖCKER, R. (2005): Über Spontanvorkommen von *Lonicera henryi* (Caprifoliaceae) mit kurzen Anmerkungen über weitere neophytische Schling- und Klettergewächse. Flor. Rundbr. 39: 7-16.
- BÖHLING, N. (2008): By the way: Drei neue Pflanzenarten für Deutschland. Florist. Rundbriefe 42: 93-100.
- BÖHMER, H.J. (2001): Das Schmalblättrige Greiskraut (*Senecio inaequidens* DC. 1837) in Deutschland – eine aktuelle Bestandsaufnahme. Flor. Rundbr. 35 (1/2): 47-54.
- BRANDES, D. (2005): Neophyten und Biodiversität. Abhandlungen der BWG 54: 25-37.
- BRANDES, D. (2008): Invasive Pflanzen – Naturkatastrophe oder Spiegel unserer Kulturgeschichte? Abhandlungen der BWG 59: 9-36.
- CALLAWAY, R. M., ASCHEHOUG, E.T. (2000): Invasive plants versus their new and old neighbors: A mechanism for exotic invasion. Science 290: 521-523.
- FUCHS, R., ADOLPHI, K., SUMSER, H., KORDGES, TH., GAUSMANN, P. (2007): Verwilderte Vorkommen von *Rodgersia aesculifolia* Batalin und *Rodgersia podophylla* A. Gray (Saxifragaceae) in Nordrhein-Westfalen. Flor. Rundbr. 41: 7-14.
- GAUSMANN, P., KEIL, P., LOOS, G.H. (2006): Einbürgerungstendenzen der Zerr-Eiche (*Quercus cerris* L.) in urban-industriellen Vorwäldern des Ruhrgebiets. Flor. Rundbr. 40: 31-39.
- HAHN, D. (2006): Die Neophyten der Ostfriesischen Inseln. Schriftenreihe Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer 9: 1-176.

- HEJDA, M., PYŠEK, P., JAROŠIK, V. (2009): Impact of invasive plants on the species richness, diversity and composition of invaded communities. *Journal of Ecology* 97: 393-403.
- HIMMLER, H. (2008): Indikatoren für den Klimawandel in der Flora der Pfalz. *Pollichia-Kurier* 24 (2): 12-18.
- ISERMANN, M. (2007): Effects of the expansion of *Hippophaë rhamnoides* on plant species richness in coastal dunes. *Applied Vegetation Science* 10: 33-42.
- ISERMANN, M. (2008): Expansion of *Rosa rugosa* and *Hippophaë rhamnoides* in coastal grey dunes: Effects at different spatial scales. *Flora* 203: 273-280.
- JUNGHANS, TH. (2003): Landschaftswandel und Naturschutz am Beispiel von Mannheim-Neckarau. *Badische Heimat* 83(3): 516-520.
- JUNGHANS, TH. (2007a): Urban-industrielle Flächen als „Hotspots“ der Blütenpflanzen-Vielfalt am Beispiel der Bahn- und Hafenanlagen von Mannheim (Baden-Württemberg). *Conturec* 2: 87-94.
- JUNGHANS, TH. (2007b): Zu den Vorkommen einiger bemerkenswerter Neophyten in Mannheim (Baden-Württemberg). *Flor. Rundbr.* 41: 51-57.
- JUNGHANS, TH. (2008): Neufunde – Bestätigungen – Verluste Nr. 581-591. *Ber. Bot. Arbeitsgem. Südwestdeutschland* 5: 139-141.
- JUNGHANS, TH. (2010a): Sind invasive Neophyten geeignete Indikatoren für den Klimawandel? *Pollichia-Kurier* 26 (2): 6-8.
- JUNGHANS, TH. (2010b): Der Bleibusch (*Amorpha fruticosa*) als Neophyt in der Ufervegetation des Rheins. *Pollichia-Kurier* 26 (4): 11-14.
- JUNGHANS, TH. (2010c): Impact of invasive neophytes on species richness – a comparative approach. *Florist. Rundbriefe* 44: im Druck.
- KASPEREK, G. (2003): Kiwifruit (*Actinidia deliciosa* Liang & Ferguson) occurring in the wild in western Germany. *Flor. Rundbr.* 37: 11-18.
- KASPEREK, G. (2004): Fluctuations in numbers of neophytes, especially *Impatiens glandulifera*, in permanent plots in a west German floodplain. In: Kühn, I. & Klotz, S. (Hrsg.): *Biological invasions – challenges for science*. *Neobiota* 3: 27-37.
- KOWARIK, I. (2003): *Biologische Invasionen: Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa*. 380 S., Ulmer: Stuttgart.
- KÜHN, I. (2008): Die floristische Kartierung – ein heißes Thema. *Florist. Rundbriefe* 42: 154-165.
- MAZOMEIT, J. (1991): *Senecio inaequidens* DC. – nun auch in Baden, im Saarland und in der Pfalz. *Flor. Rundbr.* 25 (1): 37-39.
- MAZOMEIT, J. (2002): Zum Status und zur Ausbreitung von *Polycarpon tetraphyllum* L. (L.) in Mitteleuropa. *Flor. Rundbr.* 36 (1/2): 15-24.
- MENZEL, A. (2003): Anzeichen des Klimawandels in der Pflanzen- und Tierwelt. *LWF aktuell* 37: 14-18.
- POMPE, S., HAUSPACH, J., BADECK, F., KLOTZ, S., THULLER, W., KÜHN, I. (2008): Climate and land use change impacts on plant distributions in Germany. *Biol. Lett.* 4: 564-567.
- RADKOWITSCH, A. (2007): Die Kiwi (*Actinidia deliciosa*) – Eine neue Adventivpflanze im Nordschwarzwald. *Flor. Rundbr.* 41: 47-50.

- SONNBERGER, M., LALOV, S.V., ZIEGLER, S. (2008): Borsten-Pippau (*Crepis setosa*) und Nagelkraut (*Polycarpon tetraphyllum*), zwei seltene Arten in der Kurpfalz in Ausbreitung. Ber. Bot. Arbeitsgem. Südwestdeutschland 5: 124-127.
- SUKOPP, H. & WURZEL, A. (2003): The Effects of Climate Change on the Vegetation of Central European Cities. Urban habitats 1 (1): 66-86.
- THOMSON, D. (2005): Measuring the effects of invasive species on the demography of a rare endemic plant. Biological Invasions 7 (4): 615-624.
- VAN DER VEKEN, S., VERHEYEN, K., HERMY, M. (2004): Plant species loss in an urban area (Turnhout, Belgium) from 1880 to 1999 and its environmental determinants. Flora 199 (6): 516-523.

# ZOBODAT - [www.zobodat.at](http://www.zobodat.at)

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Mitteilungen des Badischen Landesvereins für Naturkunde und Naturschutz e.V. Freiburg i. Br.](#)

Jahr/Year: 2010

Band/Volume: [NF\\_21\\_1](#)

Autor(en)/Author(s): Junghans Thomas

Artikel/Article: [Neophytenfluren statt Orchideenwiesen? Kurze Anmerkungen zu einigen Auswirkungen des Klimawandels auf die Pflanzenwelt 15-26](#)