

Herkules mit Achillesfersen?

Naturschutz-relevante Aspekte der Ausbreitung von *Heracleum mantegazzianum* auf der lokalen, landschaftlichen und regionalen Skalenebene

Von Jan Thiele und Annette Otte

Zusammenfassung

Im Rahmen des EU-Projektes „Giant Alien“ wurden in Deutschland und Tschechien umfangreiche Untersuchungen zur Verbreitung und Ökologie von *Heracleum mantegazzianum* (Riesen-Bärenklau) durchgeführt. Landnutzungs- und großflächige Störungen auf produktiven Standorten erwiesen sich als Hauptfaktoren der Invasion, wobei Dominanzbestände vor allem in jungen Stadien von Sekundärsukzessionen zu finden sind. In Deutschland ist *H. mantegazzianum* jedoch in der Konkurrenz mit einheimischen Hochstauden nicht überlegen und nur etwa ein Drittel der Bestände werden dominant. Auf der Landschaftsebene hängt die Invasion stark von Straßen und Fließgewässern ab, die als Ausbreitungs- und Migrationskorridore fungieren, wohingegen die Windausbreitung stark limitiert ist. Interspezifische Konkurrenz und Ausbreitungslimitierung resultieren in bislang moderaten Habitatsättigungsraten von maximal 8,7% in den am stärksten invadierten Landschaften Deutschlands. Entgegen bisherigen Einschätzungen zeigte sich, dass *H. mantegazzianum* kaum negative Auswirkungen auf die lokale Pflanzenarten-Diversität hat und eine Gefährdung einheimischer Pflanzenarten und -gesellschaften unwahrscheinlich ist. Die Bekämpfung problematischer Bestände wird für verschiedene Schutzgüter und Raumskalen diskutiert.

Summary

Hercules with Achilles' Heel? The distribution of Heracleum mantegazzianum – nature conservation aspects on local, landscape and regional level

In the frame of the EU project 'Giant Alien' the distribution and ecology of *Heracleum mantegazzianum* (Giant Hogweed) was studied in Germany and in the Czech Republic. The studies showed that land-use changes and large-scale disturbances of productive sites are the main invasion factors, with dominant stands prevalently found in young stages of secondary successions. In Germany, *H. mantegazzianum* is not a superior competitor to native tall herbs and only about a third of the stands studied have become dominant. At the landscape scale, the invasion largely depends on roads and flowing waters due to their function as dispersal and migration corridors, whereas wind dispersal is limited. Interspecific competition and dispersal limitation result in hitherto moderate habitat-saturation rates of a maximum of 8.7% in the most heavily invaded landscapes of Germany. In contrast to previous appraisals *H. mantegazzianum* has only little impact on the local plant species diversity and it seems unlikely that it could endanger native species. The study discusses management options of problematic stands regarding different subjects of conservation and spatial scales.

- Welche Faktoren begünstigen oder hemmen die Dominanz von *H. mantegazzianum*?
- Wie breitet sich die Art auf der Landschaftsebene aus?
- Ist die einheimische Artenvielfalt bedroht?
- Müssen wir bekämpfen?

Unsere Untersuchungen bestätigen etliche Ergebnisse von Vorläuferstudien, deuten aber in einigen Aspekten auch auf Diskrepanzen zwischen der Wahrnehmung von „Stalins Rache“ (Anonymus 1996) und der ökologischen Wirklichkeit hin. Wir wollen an dieser Stelle über die wesentlichen ökologischen Forschungsergebnisse berichten und dazu beitragen, ein differenzierteres Bild von *H. mantegazzianum* zu entwickeln.

2 Hintergrundinformationen

Die aus dem Westlichen Großen Kaukasus stammende Hochstaude *H. mantegazzianum* (Abb. 1) wurde ab der ersten Hälfte des 19. Jahrhunderts in europäische botanische Gärten eingeführt und in der Folgezeit als Zierpflanze kultiviert und auch als Bienenweide verwendet (ZANDER 1930), was bald zu ersten Verwilderungen und schließlich zur Einbürgerung in die hiesige Flora führte (KOWA-

1 Einleitung

Heracleum mantegazzianum Somm. et Lev. (Riesen-Bärenklau) ist vermutlich der bekannteste und kontroverseste Neophyt in Deutschland. Während er sich aufgrund der imposanten Erscheinung einiger Bewunderer erfreut, sehen andere in ihm eine Gefahr für Mensch und Natur. Dies führt zu aktiven Gegenmaßnahmen, so dass *H. mantegazzianum* aktuell zu den am meisten bekämpften Neophyten in Deutschland gehört (siehe www.floraweb.de/neoflora) und jährliche Kosten durch Bekämpfungsmaßnahmen in Höhe von ca. 10 Mio. € verursacht (REINHARDT et al. 2003).

Es ist bekannt, dass die phototoxischen Substanzen im Pflanzensaft eine potenzielle Gefahr für Menschen darstellen. Jedoch ist die weit verbreitete Einschätzung, dass *H. mantegazzianum* einheimische Arten verdrängt und dadurch die Artenvielfalt bedroht, bisher kaum belegt. Eine umfassende Analyse der Einnischung in die mitteleuropäische Vegetation sowie der Auswirkungen auf invadierte Phytozoenosen fehlte bisher. Flä-

chengenaue Quantifizierungen der Invasion, die für die Abschätzung von ‚impacts‘ notwendig sind (PARKER et al., 1999), wurden nur exemplarisch für ein kleines Gebiet in Tschechien vorgelegt (PYČEK & PYČEK 1995).

Im Rahmen des EU-Projektes „Giant Alien“ (PYČEK et al. 2007), das sich mit der Entwicklung einer Managementstrategie invasiver Pflanzenarten in Europa am Beispiel von *H. mantegazzianum* befasste, haben wir verschiedene Untersuchungen zur Ökologie dieses Neophyten auf der lokalen, landschaftlichen und regionalen Skalenebene durchgeführt. Unsere Untersuchungen umfassten eine bundesweite Befragung der Unteren Naturschutzbehörden sowie Geländeerhebungen in den 20 am stärksten invadierten Landschaften Deutschlands und sollten zur Klärung folgender Fragen beitragen:

- In welchen Gebieten ist *H. mantegazzianum* invasiv?
- Welche Habitats, Standorte und Pflanzengesellschaften werden invadiert?
- Werden auch geschützte Biotope invadiert?



Abb. 1: *Heracleum mantegazzianum* (Riesen-Bärenklau).

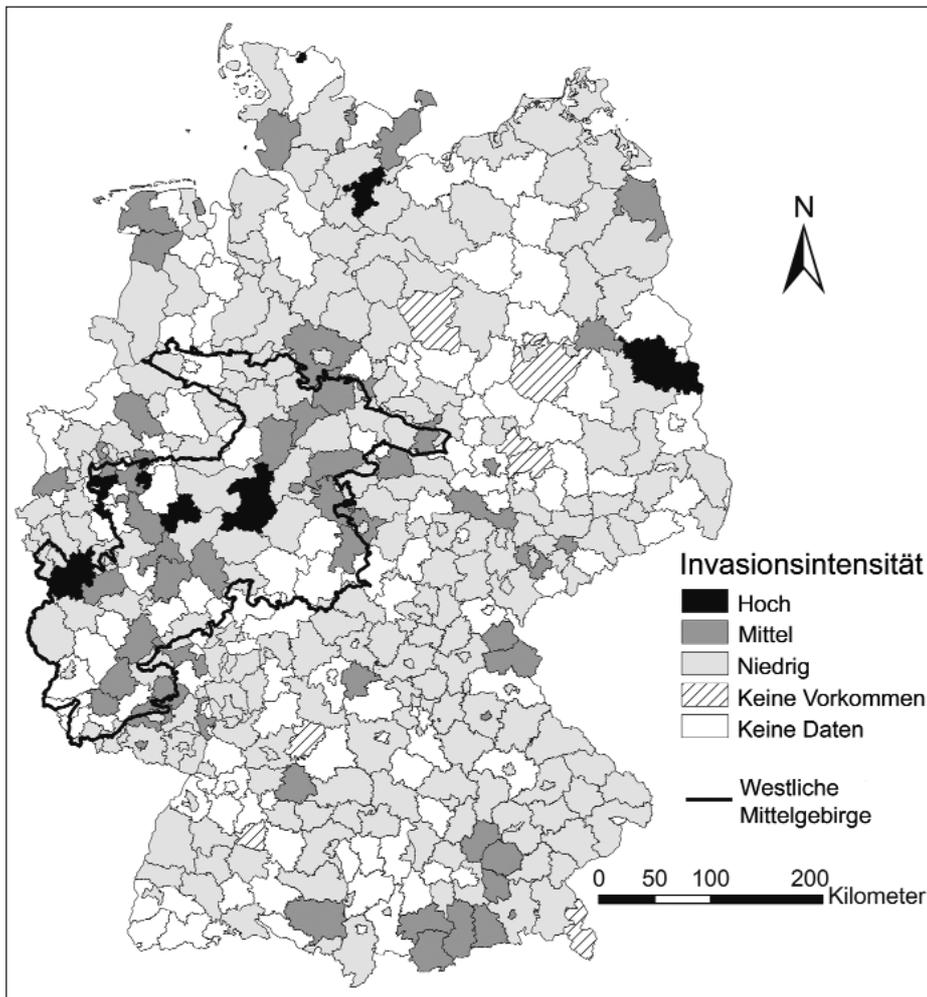


Abb. 2: Invasionsintensität von *Heracleum mantegazzianum* in den Kreisen Deutschlands. Die Einteilung in Klassen der Invasionsintensität basiert auf Angaben der Unteren Naturschutzbehörden in einer Fragebogenerhebung von 2001 (siehe Kasten 1).

RIK 2003, OCHSMANN 1996). In der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts ließ sich eine rasante Zunahme von Fundpunkten feststellen und heute ist *H. mantegazzianum* in Mitteleuropa weit verbreitet (NIELSEN et al. 2005). Der Lebenszyklus dieses Doldenblütlers dauert meist drei bis fünf Jahre (HÜLS 2005, PERGL et al. 2006) und endet mit der Produktion von durchschnittlich 20000 Samen pro Pflanze, die eine kurzlebige (zwei- bis dreijährige) Samenbank bilden (KRINKE et al. 2005, PERGLOVÁ et al. 2006). Auffällig sind die enorme Wuchshöhe, die 2 bis 3 m beträgt, sowie die Bildung von Dominanzbeständen. Für Menschen besteht Gefahr von Hautverbrennungen durch Furano-Kumarine im Pflanzensaft, die unter Einwirkung von UV-Licht schwere Photodermatitis hervorrufen (JASPERSEN-SCHIB et al. 1996, LA-GEY et al. 1995).

3 Untersuchungen aus dem „Giant Alien“-Projekt

Im Rahmen des EU-Projektes „Giant Alien“ (www.giant-alien.dk) wurden zwischen 2001 und 2005 umfangreiche Untersuchungen an *H. mantegazzianum* durchgeführt (siehe HÜLS 2005, PYČEK et al. 2007, THIELE 2007).

Um das Ausmaß der Invasion in Deutschland abzuschätzen, versendeten wir im Jahre 2001 Fragebögen an alle Unteren Naturschutzbehörden in Deutschland (Kasten 1) und erzielten dabei eine hohe Rücklaufquote von über 70 %. In den Jahren 2002 und 2003 führten wir dann Geländeerhebungen in 20 Untersuchungsgebieten durch, die quadratische Ausschnitte (1 km²) aus den am stärksten invadierten Landschaften in Deutschland darstellten und über West- und Süddeutschland verteilt waren. Die meisten UG fanden sich in der naturräumlichen Großlandschaft „Westliche Mittelgebirge“. Die Geländearbeiten (siehe Kasten 2) umfassten Vegetationsaufnahmen (25 m²) aller hinreichend großen Bestände von *H. mantegazzianum* inklusive der Erfassung von Habitateigenschaften wie Bodennährstoffgehalt, Lichtgenuss und ggf. Landnutzung und Störungen. Außerdem kartierten wir alle Bestände – auch Einzelpflanzen und kleine Gruppen von Individuen – mit einem hochpräzisen GPS-System (differenzielles GPS). Diese Geländekartierungen wurden durch digitale Luftbilder ergänzt, anhand derer alle geeigneten Habitate – invadierte wie nicht-invadierte – im GIS auskartiert wurden, um landschaftsökologische Analysen und Flächenbilanzen der Invasion zu erstellen.

4 Wo ist *Heracleum mantegazzianum* invasiv?

Aus den Angaben der Unteren Naturschutzbehörden in den Fragebögen zur Häufigkeit und Flächengröße von *H. mantegazzianum*-Beständen ging hervor, dass das Ausmaß der Invasion in den Landkreisen sehr unterschiedlich ist (THIELE & OTTE 2008a). Die am stärksten invadierten Kreise finden sich vor allem in den Mittelgebirgsregionen, wo landwirtschaftliche Nutzung rückläufig ist (vgl. BETHE & BOLSIUS 1995), insbesondere in den ‚Westlichen Mittelgebirgen‘ (Abb. 2). Anscheinend wird die Ausbreitung von *H. mantegazzianum* in peripheren Landschaften von einem erhöhten Habitatangebot durch Landnutzungsaufgabe und eine relativ geringe Intensität des Landschaftsmanagements begünstigt. Dagegen lässt sich in intensiven Agrarregionen eine stärkere Ausbreitung kaum feststellen. Bei den scheinbaren Invasionsschwerpunkten in den Landkreisen Oder-Spree (E Berlin) und Stormarn (NE Hamburg) handelt es sich um lokale Einschätzungen, die auf die gesamte Kreisfläche übertragen wurden, so dass hier die Invasionsintensität der Kreise sehr wahrscheinlich überschätzt wurde.

5 Habitate, Standorte und Pflanzengesellschaften

Heracleum mantegazzianum hat in Deutschland eine Reihe verschiedener Habitate invadiert, vor allem Grünlandbrachen, Feldraine, Fließgewässerränder sowie Straßen- und Wegseitenstreifen (OCHSMANN 1996, THIELE & OTTE 2008a, Abb. 3). Die bevorzugten Standorte sind in der Regel sehr produktiv mit entsprechend hohen Boden-Nährstoffgehalten, guter bis sehr guter Wasserversorgung und guter Durchlüftung des Oberbodens während der Vegetationsperiode (OTTE & FRANKE 1998, THIELE & OTTE 2006). Volle Belichtung wird bevorzugt, jedoch wächst und fruktifiziert die Art auch in halbschattigen Lagen noch gut. Zusammenhänge zwischen Standortparametern und der Dichte von *H. mantegazzianum*-Beständen waren in unseren Untersuchungen nur in Ansätzen zu erkennen. Dies liegt vor allem an der engen standörtlichen Amplitude der untersuchten Flächen, die fast ausschließlich produktive Bedingungen zeigten. Anhand der wenigen relativ produktionschwachen Standorte, die in den untersuchten Gebieten invadiert wurden, lässt sich jedoch erkennen, dass mäßige Nährstoffversorgung und ungünstige Bodenwasserhältnisse, d.h. Trockenphasen oder Vernässung während der Vegetationsperiode, nur geringe Dichten erlauben (THIELE & OTTE 2006).

Aus pflanzensoziologischer Sicht beschränken sich die Vorkommen von *H. mantegazzianum* weitestgehend auf die Vegetationsklassen Wirtschaftsgrünland (Molinio-Arrhenatheretea), wo junge Brachestadien und ruderalisierte Bestände wie z.B. Wegränder invadiert werden, sowie nitrophytische Staudenfluren der Klasse Galio-Urticea (DIERSCHKE 1984, WEBER 1976). Der

pflanzensoziologische Schwerpunkt liegt innerhalb der letzteren Klasse, im Verband der Giersch-Fluren (Aegopodion; OTTE & FRANKE 1998, SAUERWEIN 2004, THIELE & OTTE 2006). Die Vegetationstypen mit *H. mantegazzianum* bilden Sekundär-Sukzessionsreihen ab, die in den Untersuchungsgebieten meist von Wirtschaftsgrünland ausgingen und untergeordnet von stark gestörten Flächen wie z.B. Sandgruben. Die Sukzessionen verlaufen weiter über Hochstaudenfluren hin zu Vorwaldstadien und Gehölzen. Innerhalb dieser Sukzessionsreihen hat *H. mantegazzianum* seine höchsten Individuen-Dichten in jungen Stadien, wohingegen in älteren meist Mischbestände mit einheimischen Hochstauden zu finden sind (Abb. 4). Generell schwanken die Bestandesdichten sehr stark und selbst in den optimalen Habitaten, nämlich jungen Grünlandbrachen, streuen die Deckungswerte von *H. mantegazzianum* zwischen 10 und 95 % bei einer mittleren Deckung von 45 %.

6 Sind geschützte Biotope betroffen?

Aus der Befragung der Unteren Naturschutzbehörden ging hervor, dass *H. mantegazzianum* in vielen Fällen schützenswerte Biotope, wie z.B. Kalk- und Silikatmagerrasen oder Niedermoore, invadiert haben soll und häufig als Problem für den Naturschutz angesehen wird (THIELE & OTTE 2008a). Die Befunde unserer Geländeuntersuchungen legen jedoch nahe, dass die Standortbedingungen der schützenswerten Biotope (Trocknis, Nässe, Nährstoffarmut, Beweidung, Mahd) die Invasion weitgehend verhindern oder zumindest nur geringe und somit „unschädliche“ Bestandesdichten erlauben. Daher scheint eine Gefährdung schützenswerter Biotope nicht gegeben zu sein.

Der scheinbare Widerspruch zwischen berichteten Invasionen in schützenswerte Biotope und den standörtlichen Ansprüchen der Art könnte möglicherweise dadurch erklärt werden, dass Bestände, die innerhalb geschützter Flächen aber außerhalb geschützter Biotypen liegen, als progressive Ausbrei-

Kasten 1:

Fragebogen

... zur Invasion von *Heracleum mantegazzianum*, der allen Unteren Naturschutzbehörden Ende 2001 zugeschickt wurde. Die Informationen aus den beantworteten Fragebögen (309; 70,2 %) wurden zur Berechnung eines Index der Invasionsintensität innerhalb der Kreise verwendet (siehe Abb. 2). Hierzu wurden Punkte für die Häufigkeitsklassen (selten = 1, mittel = 1,5, häufig = 2 Punkte) und Größenklassen (bis 100 m² = 1, bis 1 000 m² = 3, > 1 000 m² = 9 Punkte) über alle invadierten Habitattypen aufsummiert. Für jeden geschützten Biotyp (s. 2.) und jedes genau bekannte Vorkommen (s. 3.) wurde ein weiterer Punkt addiert. Fünf Zusatzpunkte wurden addiert, wenn in dem Kreis eine Kartierung von *H. mantegazzianum* durchgeführt worden war.

1.) Kommt der Riesen-Bärenklau (*Heracleum mantegazzianum*) in Ihrem Gebiet vor? ja nein

Wenn ja, in welchen Lebensräumen kommt der Riesen-Bärenklau in Ihrem Gebiet vor und wie häufig schätzen Sie die Vorkommen in diesen Lebensräumen ein (zutreffendes bitte ankreuzen)? Schätzen Sie bitte auch die maximale Flächengröße der einzelnen Vorkommen in den jeweiligen Lebensräumen.

	Häufigkeit			max. Fläche in m ²		
	selten	mittel	häufig	bis 100	bis 1.000	> 1.000
Straßen- und Wegränder	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Wald und Waldränder	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Bahnhofsgelände und Gleisanlagen	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Garten- und Parkanlagen	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Fließgewässer- und Grabenränder	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Ruderalflächen	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Intensivgrünland	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Extensivgrünland	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Brachen (Acker-/ Grünland-)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Sonstige (bitte in folgender Zeile nennen)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

2.) Gibt es in Ihrem Gebiet Vorkommen des Riesen-Bärenklau in Naturschutzgebieten oder gefährdeten Biotopen? ja nein unbekannt

Wenn ja, welche gefährdeten Biotypen und Pflanzengesellschaften sind betroffen (Angabe nach Biotopkartierungsschlüssel oder kurze Beschreibung des Biotops bzw. Bezeichnung der Pflanzengesellschaft)?

3.) Geben Sie bitte für Vorkommen in gefährdeten Biotopen und/ oder für große Vorkommen (> 1000 m²) eine kurze Ortsbezeichnung mit der Nummer der Topographischen Karte 1:25.000 und des Quadranten sowie eine kurze Beschreibung des Vorkommens an.

TK 25-Nr. Quadrant Ortsbezeichnung/ Beschreibung

4.) Gibt es in Ihrem Gebiet Erhebungen zum Riesen-Bärenklau (z.B. Kartierungen, Fachgutachten, wissenschaftliche Arbeiten)? ja nein unbekannt

5.) Gibt es in Ihrem Gebiet regionale Gebietskenner (z.B. Floristische Kartierer, Ehrenamtlicher Naturschutz etc.), die eventuell weitergehende Informationen zu Vorkommen des Riesen-Bärenklau geben können? ja nein unbekannt

Wenn ja, können Sie Kontaktadressen o. Telefonnummern vermitteln oder nennen?

Kontaktadressen/ Telefonnummern können nicht vermittelt werden

auf Rückfrage

sind nachfolgend aufgeführt



Abb. 3: Bestände von *Heracleum mantegazzianum* in unterschiedlichen Habitattypen: A. Feldrain und B. Fließgewässerrand entlang eines Schwarzerlen-Galeriewaldes (*Alnus glutinosa*) im Werntal nahe Arnstein (Unterfranken).

Kasten 2:

Geländeerhebungen

Übersicht über die Geländeerhebungen, die in den Jahren 2002 bis 2003 durchgeführt wurden und 20 Untersuchungsgebiete à 1 km² mit insgesamt 202 Vegetationsaufnahmeflächen umfassten.

GPS-Kartierung aller Vorkommen von <i>H. mantegazzianum</i> innerhalb der 20 Untersuchungsgebiete differenzielles „Rucksack“-GPS-System (Leica GS-50)	Vorkommen > 25 m ² wurden als Polygone einkartiert, lineare Vorkommen als Linien und kleine Vorkommen als Punkte. Mit der GPS-Kartierung wurden folgende Attributdaten erfasst: <ul style="list-style-type: none">▶ Habitattyp▶ Lichtgenuss▶ Landnutzung und Störungen (falls vorhanden)▶ ggf. durchgeführte Bekämpfungsmaßnahmen▶ Lage im Gelände (z.B. Tal, Hang)▶ Lage in der Parzelle (z.B. randlich, mittig)▶ Deckung / Abundanz von <i>H. mantegazzianum</i>▶ Anteil generativer (blühender) Individuen▶ Abundanz letztjähriger Blütenstängel
Vegetationsaufnahmen (n = 202)	Vegetationsaufnahmen nach Braun-Blanquet auf 25 m ² großen Flächen (Form variabel). Strukturparameter der Vegetation (Deckung, Höhe) wurden für <i>H. mantegazzianum</i> separat erfasst. Zusätzliche Attributdata: <ul style="list-style-type: none">▶ Abundanz vegetativer Individuen (ohne Keimlinge)▶ Abundanz generativer Individuen▶ Inklination▶ Exposition
Bodenproben	Bodenproben wurden auf allen Vegetationsaufnahmeflächen im Herbst (Oktober / November) des gleichen Jahres durchgeführt. <ul style="list-style-type: none">A. Flächenmischproben des Oberbodens (25 cm):<ul style="list-style-type: none">▶ Stickstoff (total)▶ Kohlenstoff (total)▶ Phosphor (pflanzenverfügbar)▶ Kalium (pflanzenverfügbar)B. Pürckhauerbohrung (1 mal pro Aufnahmefläche):<ul style="list-style-type: none">▶ Bodenart unterhalb des A-Horizonts (Fingerprobe)▶ Bodentyp▶ Grund-/ Stauwassertiefe (falls < 1 m)

tion in die Biotope interpretiert wurden. In einem Beispiel, wo laut Fragebogen ein Kalk- und Salzsumpf invadiert worden war, konnte anhand einer Fallstudie von SCHEPKER (1998) nachverfolgt werden, dass *H. mantegazzianum* nur angrenzend an die geschützten Flächen gedeiht, nicht aber innerhalb. Allerdings besteht die Möglichkeit der Invasion, wenn sich die Standortbedingungen im naturschutzfachlichen Sinne verschlechtern, z.B. durch Eutrophierung, Drainage oder Aufgabe von Landnutzung und Pflege. In solchen Fällen kann *H. mantegazzianum* wie auch einheimische Hochstauden oder Gehölze schützenswerte Vegetationstypen auflösen. Das zugrunde liegende Problem ist hierbei nicht die Ausbreitung einer neophytischen Art an sich, sondern die ungünstige Veränderung der Standortbedingungen bzw. der Bewirtschaftung. In diesem Sinne kann *H. mantegazzianum* als Indikator für verschlechterte Umweltbedingungen verstanden werden, aber nicht als die Ursache derselben.

7 *Heracleum*-Dominanz – ein Wettrennen gegen die Brennnessel?

In unseren Untersuchungen ließen sich einige Faktoren erkennen, die die Invasion von

H. mantegazzianum und die Bildung von Dominanzbeständen begünstigen oder hemmen. Zu den wichtigsten begünstigenden Faktoren zählt Landnutzungsaufgabe auf produktiven Standorten. Aus multi-temporalen Luftbildreihen abgeleitete Flächenhistorien ergaben, dass ein Großteil (54 %) der Bestände in Habitaten zu finden ist, die durch Landnutzungsaufgabe oder -extensivierung entstanden sind. In den Untersuchungsgebieten handelte es sich dabei hauptsächlich um die Aufgabe von Grünlandwirtschaft und untergeordnet um Ackerbrache. Außerdem ermöglichen auch zu geringe Nutzungs- und Pflegeintensitäten, wie z.B. unregelmäßige Mahd, die Invasion von *H. mantegazzianum* (THIELE & OTTE 2006).

Darüber hinaus ergibt sich ein indirekter begünstigender Effekt dadurch, dass vorangegangene landwirtschaftliche Nutzung konkurrierende Hochstauden lokal weitgehend ausgeschlossen hat, so dass sich bei Nutzungsaufgabe oder -extensivierung ein ‚window of opportunity‘ für die Ansiedlung einheimischer wie neophytischer Hochstauden öffnet, wobei erstbesiedelnde Arten im Vorteil sind (‚priority effect‘). Diese Prinzipien gelten ebenso für Sukzessionen nach großflächigen Störungen, wie Abgrabung oder Abholzung. Es ist wahrscheinlich, dass der zeitliche Verlauf der Einwanderung von

Hochstauden nach Nutzungsaufgabe oder Störung einen großen Teil der hohen Variabilität der Artmächtigkeiten von *H. mantegazzianum* und einheimischen Arten erklärt und dass ‚priority effects‘ der Hauptfaktor für die Ausbildung von Dominanzbeständen sind. Je nachdem können dadurch Neophyten oder auch einheimische Hochstaudenarten, wie die Große Brennnessel (*Urtica dioica* L.) begünstigt werden.

Kommen konkurrenzstarke Hochstauden zusammen mit *H. mantegazzianum* vor, so spielt interspezifische Konkurrenz eine wesentliche Rolle für die Deckungswerte der Arten. Dies ist daran ersichtlich, dass mit zunehmendem Sukzessionsalter die Deckungswerte von *H. mantegazzianum* ab und im Gegenzug die der einheimischen Hochstauden zunehmen (Abb. 4). Es ist hier zu beachten, dass wir keine langjährigen Dauerbeobachtungen durchgeführt haben, sondern einmalige Vegetationsaufnahmen von Flächen in unterschiedlichen Sukzessionsstadien miteinander vergleichen. Daher können wir keine sicheren Aussagen zur zeitlichen Entwicklung der Bestandesdichten konkurrierender Hochstauden auf ein und derselben Fläche treffen. Wir vermuten jedoch, dass sich Dominanzbestände, die sich in jungen Sukzessionsstadien gebildet haben, durch die Ansiedlung weiterer Hochstauden und die dadurch zunehmende interspezifische Konkurrenz zu Hochstauden-Mischbeständen weiter entwickeln. Zwar sind etablierte Individuen von *H. mantegazzianum* sehr konkurrenzstark und werden in der Regel ihren Platz im Vegetationsbestand erfolgreich behaupten, aber da die Pflanzen nach dem Blühen absterben, ist dieser Neophyt auf Reproduktion aus Samen angewiesen, wobei er in der frühen Phase der Etablierung von Jungpflanzen im Nachteil gegenüber ausdauernden Arten ist.

8 Ausbreitung durch Korridore im Landschaftsmosaik

Neben interspezifischer Konkurrenz auf der lokalen bzw. Bestandesebene ist Ausbreitungslimitierung auf der Landschaftsebene ein wesentlicher invasionshemmender Faktor (THIELE & OTTE 2008b). Aufgrund mangelnder Fernausbreitungsmechanismen ist es *H. mantegazzianum* kaum möglich, „aus eigener Kraft“ geeignete Habitats zu erreichen, wenn diese durch eine unbesiedelbare Landschaftsmatrix (z.B. Wirtschaftsgrünland, Ackerland, Wald) voneinander getrennt sind. Tatsächlich liegen die Habitats in der Regel als diskrete Patches in der Landschaft vor (Abb. 5). Nur dort, wo Habitat-Patches sehr dicht beieinander liegen, etwa im Abstand von einigen Metern oder wenigen Zehnermetern, wo Sie also eine hohe ‚Konnektivität‘ aufweisen, besteht eine nennenswerte Chance der Invasion durch Windausbreitung. Die Ausbreitungslimitierung durch die Landschaftsmatrix kann jedoch teilweise dadurch überwunden werden, dass Samen entlang von Ausbreitungskorridoren, namentlich Fließgewässern und Verkehrswegen, verdriftet werden, oder dass eine allmähliche

9 Bedrohung der Artenvielfalt?

Heracleum mantegazzianum wird häufig als Gefahr für die einheimische Flora und Vegetation angesehen, wobei von einer generellen Dominanz ausgegangen wird, die einheimische Arten unterdrückt. Die Geländeerhebungen zeigten jedoch eine hohe Variabilität der Bestandesdichten und nur ein rundes Drittel der beobachteten flächigen Bestände war tatsächlich dominant mit Deckungswerten über 50 % (THIELE & OTTE 2008a). Die festgestellten invasionshemmenden Faktoren – Konkurrenz in älteren Hochstaudenfluren und Ausbreitungslimitierung auf der Landschaftsebene – lassen vermuten, dass auch in Zukunft nur ein Teil der Bestände als Dominanzbestände einzustufen sein wird, nämlich diejenigen, die frühzeitige Besiedlungen von neu entstandenen bzw. gestörten Habitaten darstellen. Insgesamt lässt sich feststellen, dass *H. mantegazzianum* zwar eine erfolgreiche, jedoch keine per se dominante Art ist.

Dort wo *H. mantegazzianum* dominant wird, verursacht er weit reichende lokale Veränderungen der Struktur, floristischen Zusammensetzung und ökologischen Funktion der Vegetation. Bei hohen Deckungswerten werden Licht liebende, niedrigwüchsige Arten ausgeschattet und lokal verdrängt (KOLBEK et al. 1994). Dies führt zu einem Rückgang der Pflanzenartendichte (Pflanzenartenzahl pro Aufnahmefläche, 25 m²). Eine detaillierte Analyse der Zusammenhänge zwischen Artenzahlen, Deckungswerten und Vegetationstypen zeigte allerdings einen generellen Artenrückgang im Sukzessionsverlauf von Grünland oder Pionier-Ruderalfluren zu Hochstaudenfluren, der weitgehend unabhängig von den Deckungswerten von *H. mantegazzianum* ist (Tab. 1; THIELE & OTTE 2007b). Dies liegt daran, dass auch ein-

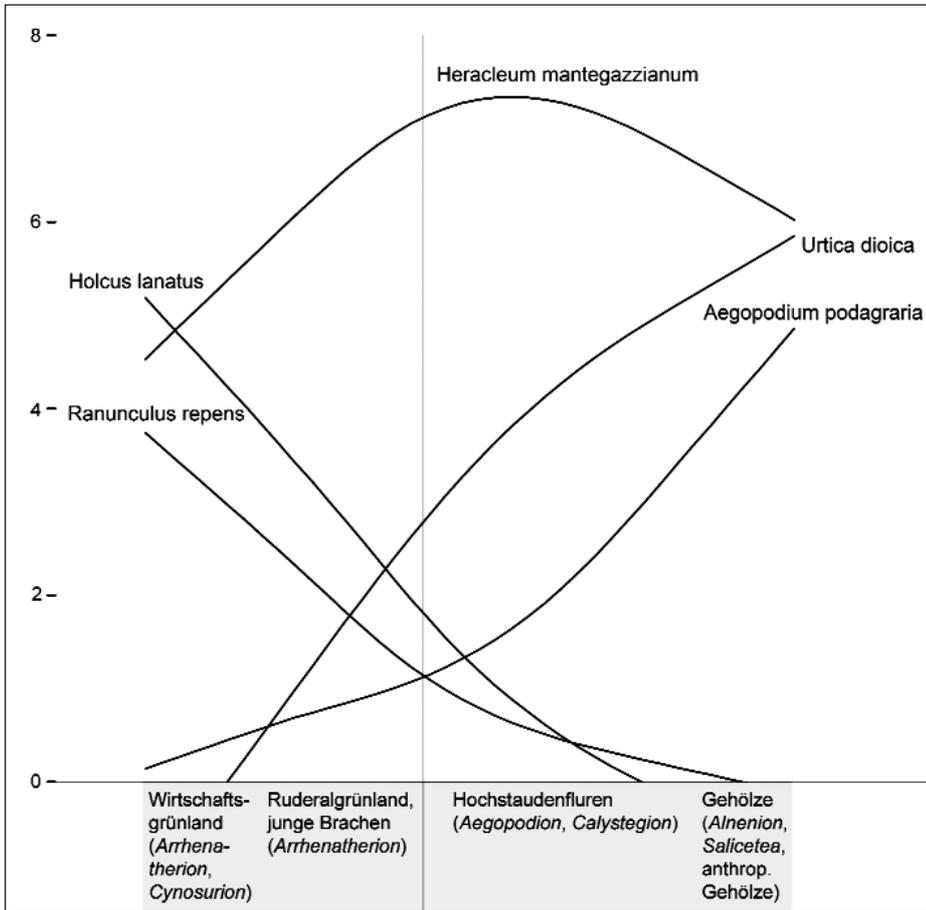


Abb. 4: Artmächtigkeitskurven von *Heracleum mantegazzianum* und ausgewählten einheimischen Arten entlang des Hauptgradienten von 202 Vegetationsaufnahmen. Die Kurven geben zu erwartende Artmächtigkeiten auf der erweiterten Braun-Blanquet-Skala an, wobei die Artmächtigkeitsstufen durch numerische Werte von 1 bis 9 kodiert wurden.

Der höchste Erwartungswert für *H. mantegazzianum* von ca. 7 entspricht der Artmächtigkeitsstufe „3“, d.h. 25–50% Deckung. Zur Berechnung des Vegetationsgradienten wurde eine Korrespondenzanalyse der Vegetationsaufnahmen mit dem Programm CANOCO durchgeführt. Die Artmächtigkeitskurven wurden mit „General Additive Models“ ebenfalls in CANOCO berechnet.

Migration durch Korridorhabitate, wie Uferböschungen und Seitenstreifen von Verkehrswegen, stattfindet. Migration von *H. mantegazzianum* entlang von Straßenseitenstreifen konnte u.a. im Ruhrgebiet festgestellt werden (P. KEIL u. G.H. LOOS, pers. Mitt.). Jedoch ist der Hauptausbreitungsfaktor im regionalen Maßstab bisher die Verwendung als Zierpflanze und Bienenweide gewesen, wodurch viele Invasionsinitialen entstanden und die Ausbreitung in Deutschland erheblich beschleunigt wurde.

Der Rückgang landwirtschaftlicher Nutzung dürfte sich auch auf die Invasion auswirken. Multitemporale Flächenbilanzen von unseren Untersuchungsgebieten zeigten eine massive Zunahme der geeigneten Habitatfläche in den letzten 50 Jahren, während landwirtschaftlich genutzte Fläche stark abnahm (THIELE & OTTE 2007a). Neben der bloßen Erhöhung des Habitatangebotes führt dies auch zu einer erhöhten Konnektivität der Habitat-Patches, wodurch die Ausbreitung auf der Landschaftsebene begünstigt wird. In Gebieten mit annähernd flächendeckender intensiver Landbewirtschaftung bilden geeignete Habitate dagegen nur isolierte „Inseln“, so dass der Ausbreitungsprozess gehemmt wird.

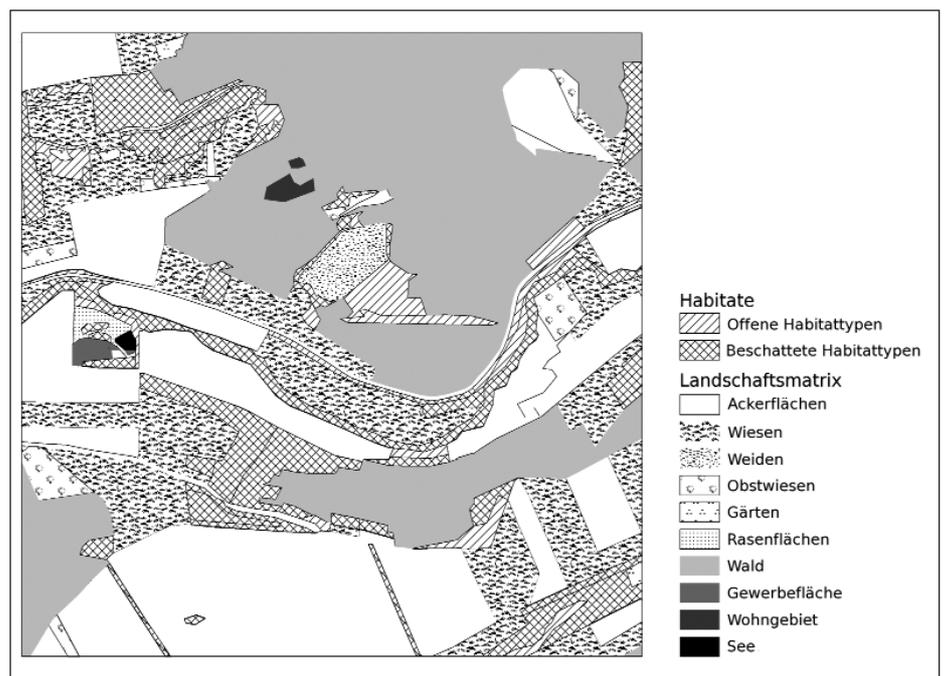


Abb. 5: Habitate mit *Heracleum mantegazzianum* (schraffierte Signaturen) und Flächentypen der Landschaftsmatrix in einem Untersuchungsgebiet im Landkreis Ahrweiler, Rheinland-Pfalz. Die Kantentypen des UG entsprechen 1 km.

Tab. 1: Regressionsanalyse der Artenzahlen von Gefäßpflanzen in 202 Vegetationsaufnahmeflächen mit *Heracleum mantegazzianum* (Verallgemeinertes Lineares Modell).

Prädiktorvariable	Regr.-koeff.	P-Wert
<i>H. mantegazzianum</i> -Deckung (%) *	-0.047	0.019
Vegetationstyp *		<0.001
Wirtschaftsgrünland **	3.913	<0.001
Ruderalgrünland **	2.759	0.009
Hochstaudenfluren **	-4.781	<0.001
Gehölze **	-3.436	0.020

* Signifikanz getestet mit Typ III Likelihood Ratio Tests
 ** Signifikanz getestet mit Wald-Tests

heimische Hochstauden entsprechende Veränderungen der Vegetationsstruktur und -zusammensetzung herbeiführen. Somit lässt sich auch mit Hinblick auf den lokalen Artenrückgang feststellen, dass dieser Neophyt auf Umweltveränderungen reagiert und dabei ähnliche Auswirkungen auf Vegetationsbestände hat wie einheimische Hochstauden. Ein zusätzlicher Artenrückgang aufgrund der neophytischen Invasion lässt sich jedoch kaum erkennen.

Auf der Landschaftsebene resultieren die limitierenden Faktoren für die Invasion in meist moderaten Habitatsättigungswerten von *H. mantegazzianum*. Der höchste Wert wurde mit 8,7% gedeckter Habitatfläche für Grünlandbrachen und -raine festgestellt (Tab. 2). Dieser Befund legt nahe, dass negative Auswirkungen auf den Naturhaushalt und die Biodiversität bisher auch in den am stärksten invadierten Landschaften Deutschlands quantitativ nicht sehr gravierend sind. Insgesamt erscheint eine Gefährdung einheimischer Pflanzenarten und -gesellschaften auf der landschaftlichen bis regionalen Ebene auch in Zukunft unwahrscheinlich (vgl. auch SCHERER-LORENZEN et al. 2000).

10 Bekämpfen – ja oder nein?

Diese Frage lässt sich aus naturwissenschaftlicher Sicht nicht pauschal beantworten. Wir schlagen vor, hierbei verschiedene Schutzgüter, wie Naturhaushalt, Artenvielfalt, menschliche Gesundheit, Erholungswert der Landschaft u.a., und unterschiedliche Raumskalen differenziert zu betrachten. Obwohl eine generelle Gefährdung einheimischer Arten und Pflanzengesellschaften durch *H. mantegazzianum* unwahrscheinlich ist, können einzelne Bestände im Konflikt mit Zielen des Natur- und Landschaftsschutzes stehen. Dies ist zum Beispiel der Fall, wenn schützenswerte Vegetationsbestände im Zuge von Sekundärsukzessionen aufgelöst werden oder wenn durch dichte und ausgedehnte Bestände die Zugänglichkeit von Landschaftsteilen, die der Erholung dienen, wie Gewässerufer und Wanderwege, beeinträchtigt ist (CAFFREY 1994, TILLY & PHILP 1994, WADE et al. 1997). Insofern keine

Tab. 2: Sättigung invadierter Habitattypen mit *Heracleum mantegazzianum* in 20 Untersuchungsgebieten à 100 ha, die die am stärksten invadierten Landschaftsausschnitte in Deutschland repräsentieren. Die Habitatsättigung wurde berechnet als Quotient der Deckungssumme von *H. mantegazzianum* und der gesamten verfügbaren Habitatfläche in den Untersuchungsgebieten, ausgedrückt in Prozent. Grünlandbrachen, Feldraine und Hochstaudenfluren mussten zusammengefasst werden, weil sie bei der Habitatkartierung mittels Luftbildern nicht sicher unterscheidbar waren.

	verfügbare Habitatfläche (ha)	Deckungssumme (ha)	Habitatsättigung (%)
Grünlandbrachen, Raine und Hochstaudenfluren	42,78	3,72	8,7
unbeschattete Bahndämme	1,96	0,08	4,2
unbeschattete Flusssufer	6,57	0,18	2,8
Ruderalflächen	7,92	0,21	2,8
unbeschattete Straßenränder	6,70	0,10	1,6
(halb)schattige Flusssufer	21,95	0,21	0,7
Gehölze (inkl. Aufforstungen)	128,47	0,57	0,7
(halb)schattige Bahndämme	17,28	0,07	0,4
(halb)schattige Straßenränder	21,24	0,03	0,2

Pflegemaßnahmen, die gleichzeitig auch das Neophytenvorkommen zurückdrängen, durchgeführt werden können oder sollen, wäre eine gezielte Bekämpfung ratsam. Dies gilt insbesondere, wenn eine akute Gefährdung der Gesundheit gegeben ist, wie bei Beständen auf Spielplätzen oder entlang von Wanderwegen.

Ob es ausreicht, einzelne problematische Bestände zu regulieren oder ob in einem größeren landschaftlichen Bereich eine flächendeckende Bekämpfung durchgeführt werden sollte, hängt von der landschaftlichen Situation ab, z.B. davon, ob weitere Bestände flussaufwärts an Fließgewässerkorridoren vorkommen und wie groß derartige Bestände sind. Die regelmäßige und gründliche Pflege der Grünstreifen entlang von Straßen bietet eine Möglichkeit, die Ausbreitung außerhalb von Fließgewässerkorridoren weitgehend zu unterbinden. Auf der regionalen Ebene sehen wir im Hinblick auf den Artenschutz keine zwingende Notwendigkeit der Bekämpfung, da entsprechende Gefährdungen, die solche Großeingriffe und den damit verbundenen finanziellen Aufwand rechtfertigen würden, aus unserer Sicht nicht zu erwarten sind.

Für die Planung und Durchführung von Bekämpfungsmaßnahmen möchten wir den ‚Praxisleitfaden Riesen-Bärenklau‘ empfehlen, der im Rahmen des ‚Giant Alien‘-Projektes erstellt wurde und kostenlos aus dem Internet heruntergeladen werden kann (www.giant-alien.dk/manual.html).

Dank

Die hier vorgestellten Ergebnisse wurden im Rahmen des Projekts ‚Giant Hogweed (*Heracleum mantegazzianum*) a pernicious invasive weed: Developing a sustainable strategy for alien invasive plant management in Europe‘ von der EU finanziert. Wir möchten uns bei den Unteren Naturschutzbehörden bedanken, die an unserer Fragebogenaktion teilgenommen haben und die auf Anfrage auch Kartenmaterial von invadierten Gebieten zur Verfügung gestellt haben. Diese Kooperationsbereitschaft hat uns die Auswahl von repräsentativen Untersuchungsgebieten

ermöglicht und dadurch erheblich zum Gelingen des ‚Giant Alien‘-Projektes beigetragen. Wir danken Herrn Dipl.-Landschaftsökologen Matthias Olthoff, Münster, für die kritische Durchsicht des Manuskripts und hilfreiche Kommentare.

Literatur

- Anonymus (1996): Stalins Rache. Der Spiegel 30, 145.
- BETHE, F., BOLSIUS, E.C.A. (1995): Marginalisation of Agricultural Land in the Netherlands, Denmark and Germany. National Spatial Planning Agency, Den Haag, Niederlande.
- CAFFREY, J.M. (1994): Spread and management of *Heracleum mantegazzianum* (Giant Hogweed) along Irish river corridors. In: DE WAAL, L.C., CHILD, L., WADE, P.M., BROCK, J.H., eds., Ecology and management of invasive riverside plants, Wiley & Son, Chichester, 67-76.
- DIERSCHKE, H. (1984): Ein *Heracleum mantegazzianum*-Bestand im NSG ‚Heiliger Hain‘ bei Gifhorn (Nordwestdeutschland). Tuexenia 4, 251-254.
- HÜLS, J. (2005): Untersuchungen zur Populationsbiologie an *Heracleum mantegazzianum* Somm. et Lev. in Subpopulationen unterschiedlicher Individuendichte. Diss., Justus-Liebig-Universität Gießen, <http://geb.uni-giessen.de/geb/volltexte/2006/2666/>.
- JASPERSEN-SCHIB, R., THEUS, L., GUIRGUIS-OESCHGER, M., GOSSWEILER, B., MEIER-ABT, P.J. (1996): Acute poisonings with toxic giants in Switzerland between 1966 and 1994. Schweiz. Med. Woch. 126, 1085-1098.
- KOLBEK, J., LEČJAKOVÁ, S., HÁRTEL, H. (1994): The integration of *Heracleum mantegazzianum* into the vegetation – an example from central Bohemia. Biologia 49, 41-51.
- KOWARIK, I. (2003): Biologische Invasionen: Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa. Ulmer, Stuttgart, 380 S.
- KRINKE, L., MORAVCOVÁ, L., PYČEK, P., JAROČÍK, V., PERGL, J., PERGLOVÁ, I. (2005): Seed bank of an invasive alien, *Heracleum mantegazzianum*, and its seasonal dynamics. Seed Sci. Res. 15, 239-248.
- LAGEY, K., DUINSLAEGER, L., VANDERKELEN, A. (1995): Burns induced by plants. Burns 21, 542-543.
- NIELSEN, C., RAVN, H.P., NENTWIG, W., WADE, M. (Hrsg., 2005): Praxisleitfaden Riesen-Bärenklau. Richtlinien für das Management und die Kontrolle einer invasiven Pflanzenart in Europa. Skov & Landskab, Hörsholm, Dänemark.
- OCHSMANN, J. (1996): *Heracleum mantegazzianum* SOMMIER & LEVIER (Apiaceae) in Deutschland.

Untersuchungen zur Biologie, Verbreitung, Morphologie und Taxonomie. Feddes Rep. 107, 557-595.

OTTE, A., FRANKE, R. (1998): The ecology of the Caucasian herbaceous perennial *Heracleum mantegazzianum* Somm. et Lev. (Giant Hogweed) in cultural ecosystems of Central Europe. *Phytocoenologia* 28, 205-232.

PARKER, I.M., SIMBERLOFF, D., LONSDALE, W.M., GOODELL, K., WOHAM, M., KAREIVA, P.M., WILLIAMSON, M.H., VON HOLLE, B., MOYLE, P.B., BYERS, J.E., GOLDWASSER, L. (1999): Impact: towards a framework for understanding the ecological effects of invaders. *Biol. Inv.* 1, 3-19.

PERGL, J., PERGLOVÁ, I., PYČEK, P., DIETZ H. (2006): Population age structure and reproductive behaviour of the monocarpic perennial *Heracleum mantegazzianum* (Apiaceae) in its native and invaded distribution ranges. *Am. J. Bot.* 93, 1018-1028.

PERGLOVÁ, I., PERGL, J., PYČEK, P. (2006): Flowering phenology and reproductive effort of the invasive alien plant *Heracleum mantegazzianum*. *Preslia* 78, 265-285.

PYČEK, P., PYČEK, A. (1995): Invasion by *Heracleum mantegazzianum* in different habitats in the Czech Republic. *J. Veg. Sci.* 6, 711-718.

–, COCK, M.J.W., NENTWIG, W., RAVN, H.P. (2007): Ecology and management of Giant Hogweed (*Heracleum mantegazzianum*). CAB International.

REINHARDT, F., HERLE, M., BASTIANSEN, F., STREIT, B. (2003): Ökonomische Folgen der Ausbreitung von Neobiota. Forschungsbericht 201 86 211, Umweltbundesamt, Berlin.

SAUERWEIN, B. (2004): *Heracleum mantegazzianum* Somm. et Lev., eine auffällige Apiaceae bracher Säume und Versaumungen. *Philippia* 11, 281-319.

SCHEPKER, H. (1998): Wahrnehmung, Ausbreitung und Bewertung von Neophyten: Eine Analyse der problematischen nichteinheimischen Pflanzenarten in Niedersachsen. Ibidem, Stuttgart.

SCHERER-LORENZEN, M., ELEN, A., NÖLLERT, S., SCHULZE, E.D. (2000): Plant invasion in Germany – general aspects and impact of nitrogen deposition. In: MOONEY, H.A., HOBBS, R.J., eds., *Invasive species in a changing world*, Island Press, Washington, 351-368.

THIELE, J. (2007): Patterns and processes of *Heracleum mantegazzianum* invasion into German cultural landscapes on the local, landscape and regional scale. Diss., Justus-Liebig-Universität Gießen, <http://geb.uni-giessen.de/geb/volltexte/2008/5359/>.

–, OTTE, A. (2006): Analysis of habitats and communities invaded by *Heracleum mantegazzianum* Somm. et Lev. (Giant Hogweed) in Germany. *Phytocoenologia* 36, (2), 281-320.

–, OTTE, A. (2007a): Ecological needs, habitat preferences and plant communities invaded by *Heracleum mantegazzianum*. In: PYSEK, P., COCK, M.J.W., NENTWIG, W., RAVN, H.P., eds., *Ecology and Management of Giant Hogweed (*Heracleum mantegazzianum*)*, CAB International, 126-143.

–, OTTE, A. (2007b): Impact of *Heracleum mantegazzianum* on invaded vegetation and human activities. In: PYSEK, P., COCK, M.J.W., NENTWIG, W., RAVN, H.P., eds., *Ecology and Management of Giant Hogweed (*Heracleum mantegazzianum*)*, CAB International, 144-156.

–, OTTE, A. (2008a): Invasion patterns of *Heracleum mantegazzianum* in Germany on the regional and landscape scale. *J. Nat. Conserv.* 16, 61-71.

–, OTTE, A. (2008b): Cultural landscapes of Germany are patch-corridor-matrix mosaics for an invasive megaforb. *Land. Ecol.* 2, 453-465.

TILEY, G.E.D., PHILIP, B. (1994): *Heracleum mantegazzianum* (Giant Hogweed) and its control in Scotland. In: DE WAAL, L.C., CHILD, L., WADE, P.M., BROCK, J.H., eds., *Ecology and management of invasive riverside plants*, Wiley & Son, Chichester, 101-109.

WADE, M., DARBY, E.J., COURTNEY, A.D., CAFFREY, J.M. (1997): *Heracleum mantegazzianum*: a problem for river managers in the Republic of Ireland and the United Kingdom. In: BROCK, J.H., WADE, M., PYČEK, P., GREEN, D., eds., *Plant invasions: studies from North America and Europe*. Backhuys Publishers, Leiden, 139-151.

WEBER, R. (1976): Zum Vorkommen von *Heracleum mantegazzianum* Somm. et Levier im Elstergebirge und den angrenzenden Gebieten. *Mitt. Flor. Kart. Halle* 2, 51-57.

ZANDER, E. (1930): Die Bienenweide. Ihre heutige Verfassung und die Möglichkeiten ihrer Verbesserung. Ulmer, Stuttgart.

Anschrift der Verfasser(in): Dr. Jan Thiele, University of Copenhagen, Department of Agriculture and Ecology, Rolighedsvej 21, DK-1958 Frederiksberg C, Danmark, E-Mail jat@life.ku.dk.; Prof. Dr. Dr. Annette Otte, Justus-Liebig-Universität Gießen, Institut für Landschaftsökologie und Ressourcenmanagement, Heinrich-Buff-Ring 26-32, D-35392 Gießen, E-Mail Annette.Otte@umwelt.uni-giessen.de.

BÜCHER

Biogeographie-Lehrbuch

Lange fehlte ein aktuelles deutschsprachiges Lehrbuch zur Biogeographie, einer vermittelnden Disziplin zwischen Biologie und Geographie oder Bioökologie und Geoökologie. Carl Beierkuhnlein, Inhaber des Lehrstuhls für Biogeographie an der Universität Bayreuth, schließt diese Lücke mit einem „großen“ UTB, mit dem er einen hervorragenden Überblick über die stark gewandelte Disziplin liefert. Biogeographie, so definiert er, befasst sich mit der Analyse der Prozesse und Mechanismen, die zur Entstehung biotischer Muster beitragen bzw. beigetragen haben, untergliedert in die Teildisziplinen der allgemeinen, der angewandten und der speziellen Biogeographie. Raum und Zeit sind somit die spezifischen Dimensionen, welche Biogeographen bei Betrachtung der Biodiversität als Hauptmaßstäbe anlegen.

Das Buch startet mit der wissenschaftsgeschichtlichen Entwicklung und aktuellen Fragestellungen. Es spannt sodann einen Bogen von funktionellen Aspekten (abiotische und biotische Mechanismen und Prozesse) über Eigenschaften des Raumes und zeitlicher Dimensionen zu den Methoden der Biogeographie als interdisziplinäre Wissenschaft: Spätestens hier wird deutlich, welche Methodenvielfalt heute zur Verfügung steht, beispielsweise von der Palynologie über die Dendroökologie und Phänologie bis hin zu multivariater Statistik, Fernerkundung, molekularer Biogeographie und Modellierung. Die weiteren Hauptkapitel befassen sich mit Organismen, Biozönosen und Ökosystemen als Forschungsobjekten, beschreiben globale biogeographische Muster – eine der Wurzeln des Faches – und beleuchten die Rolle der Vergangenheit.

Liefere auch die grundlagenorientierte Abschnitte immer wieder bereits praktische Anwendungsbeispiele zur Illustration, so verdeutlichen die beiden abschließenden Kapitel „Angewandte Biogeographie – ökologische Serviceleistungen und natürliche Bedrohungen“ und „Biogeographie heute und in Zukunft“ die Bedeutung biogeographischen Wissens für die Beantwortung globaler bis lokaler Umweltfragen.

Das Buch eignet sich gleichermaßen als Einführung in die vielfältige Disziplin, als Lernbuch für das Studium wie auch als Nachschlagewerk – nicht allein für Geographen, sondern für alle Disziplinen, die sich mit räumlichen Aspekten der Biodiversität befassen. Die komprimierte, aber gut verständliche und mit zahlreichen Illustrationen aufgelockerte Darstellung lebt von der Verknüpfung theoretischer Konzepte mit der Vermittlung von Methodenkompetenzen und an-

gewandten Beispielen. Beierkuhnlein stellt zwar dem UTB-Konzept gemäß die Wissenschaft in den Vordergrund, aber verdeutlicht zugleich deren Bedeutung für die Beantwortung wichtiger Zukunftsfragen der Menschheit. Biogeographie ist an den Universitäten im deutschsprachigen Raum eine sehr kleine Disziplin – das Buch liefert nicht zuletzt auch viele Argumente, warum diese nicht „kaputt gespart“ werden darf, sondern eines deutlichen Ausbaus bedarf.

Eckhard Jedicke
Biogeographie – die räumliche Organisation des Lebens in einer sich verändernden Welt. Von Carl Beierkuhnlein. UTB 8341 (Große Reihe). 397 Seiten mit 423 Abbildungen und 23 Tabellen. Gebunden. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart 2007. 49,90 €. ISBN 978-3-8252-8341-4.

Landschaft im GIS

Schon lange versuchen Wissenschaftler, mit den Methoden ihrer Zeit Landschaften qualitativ und zunehmend auch quantitativ zu beschreiben. Mit Geographischen Informationssystemen steht hierfür heute ein mächtiges Handwerkszeug zur Verfügung. Stefan Lang und Thomas Blaschke, langjährige und ausgewiesene Experten zum Thema GIS, beschreiben in ihrem UTB „Landschaftsanalyse mit GIS“ den Arbeitsansatz der quantitativen Landschaftsstrukturanalyse. Im Mittelpunkt stehen verschiedene flächen- und randlinienbezogene Landschaftsstrukturmaße, um raumbezogene Polygon- oder Liniendaten zu quantifizieren, analysieren und bewerten.

Im Einführungsteil liefern die Autoren zunächst Antworten auf die Fragen, warum Landschaften quantifiziert werden sollen und wie dieses geschehen kann, illustriert durch zehn einleuchtende Fallbeispiele, und sie beschreiben GIS als Werkzeug für Strukturanalysen. Der Hauptteil legt zunächst ein Fundament zur Landschaftstheorie und zum landschaftsstrukturellen Ansatz. Dann werden mit Abgrenzung und Diskretisierung Fragen der Operationalisierung behandelt, gefolgt von der Erfassung von Lebensräumen, Darstellung verschiedener Landschaftsstrukturmaße, der deskriptiven Analyse auf Patch-Ebene, Maßen auf Landschaftsebene und schließlich Habitatcharakterisierung und -konfiguration auf Klassenebene. Der dritte Abschnitt widmet sich der praktischen Anwendung in Planung (Modellierung) und Monitoring.

Ein sehr hilfreiches Buch, welches kompetent und nachvollziehbar in eine für Landschaftsplaner, Geographen, Biologen, Agrar- und Forstwissenschaftler und verwandte Disziplinen wichtige Thematik einführt, die künftig weit stärkere Berücksichtigung im Landschaftsmanagement finden sollte. Dafür ist es bestens geeignet – als Lehrbuch ebenso wie als Informationsquelle, um sich in die Thematik einzuarbeiten und bei Fragen nachzuschlagen. Vor allem die zahlreichen konkreten Anwendungsbeispiele und die auf CD beiliegenden Übungsdaten, GIS-Extensions, Weblinks und dort farbigen Abbildungen erleichtern es, sich mit der Materie zu befassen.

Eckhard Jedicke
Landschaftsanalyse mit GIS. Von Stefan Lang und Thomas Blaschke. UTB 8347 (Große Reihe). 404 Seiten mit 170 Abbildungen und 20 Tabellen sowie CD-Rom. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart 2007. Gebunden. 49,90 €. ISBN 978-3-8252.