

Kerstin Bidinger

**Schadpotential
gebietsfremder, invasiver Käferarten
unter
Berücksichtigung des
globalen Klimawandels und rechtlicher Aspekte**

Vom Fachbereich VI Geographie/Geowissenschaften der Universität Trier
zur Verleihung des akademischen Grades
Doktor der Naturwissenschaften (Dr. rer. nat.)
genehmigte Dissertation

Datum der wissenschaftlichen Aussprache: 11.05.2012

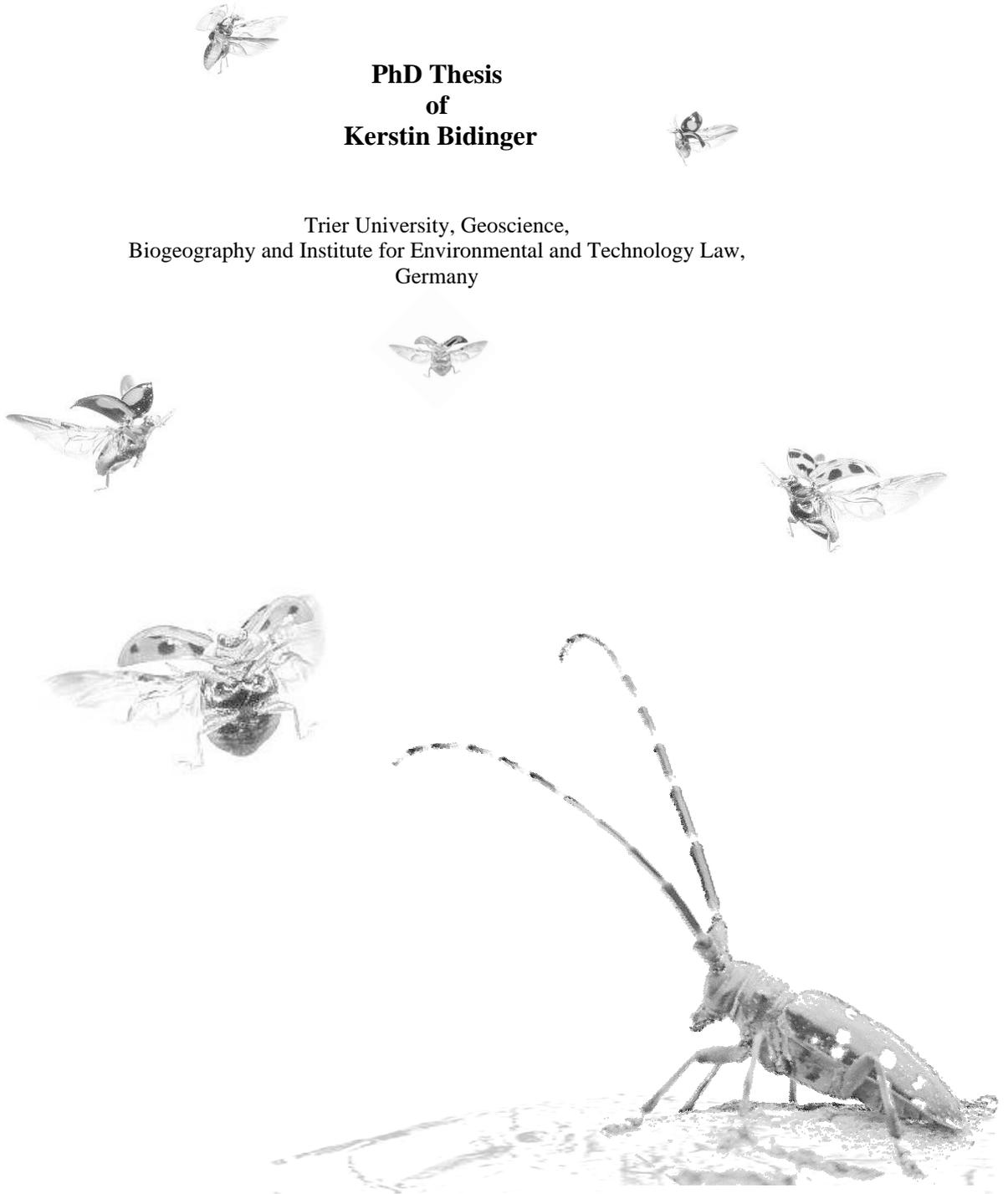
Betreuender/ Berichterstatter: Univ.-Prof. Dr. rer. nat. Michael Veith
Betreuender/ Berichterstatter: Univ.-Prof. Dr. jur. Reinhard Hendler

Trier, 2012

**Damage risk
of
alien, invasive beetle species
considering the
global climate change and legal aspects**

**PhD Thesis
of
Kerstin Bidinger**

Trier University, Geoscience,
Biogeography and Institute for Environmental and Technology Law,
Germany



Cover layout and divider pages from
Kerstin Bidinger

with modified images from
©Warren Photographic,
©my.opera.com and
©Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft

**“Meistens belehrt uns erst der Verlust
über den Wert der Dinge.”**

Arthur Schopenhauer

**“Die Bibliothek
des Lebens brennt.”**

Veerle Vandeweerd

**“It is not the strongest of the species that survives,
nor the most intelligent.
It is the one that is the most adaptable to change.”**

Charles Darwin

**“Es ist nicht genug zu wissen, man muss auch anwenden;
es ist nicht genug zu wollen, man muss auch tun.”**

Johann Wolfgang von Goethe

**“Toleranz ist gut,
aber nicht gegenüber Intoleranten.”**

Wilhelm Busch

**“Es ist nichts beständig
als die Unbeständigkeit.”**
Immanuel Kant

**Even when laws have been written down,
they ought not always to remain unaltered.**

Aristotle

DANKSAGUNG

Mein Dank gilt allen, die mich während meiner Promotion auf die eine oder andere Weise unterstützt haben. Ohne ihre Unterstützung wäre die Dissertation nicht die geworden, die sie nun ist.

Zunächst möchte ich im Besonderen Herrn Univ.-Prof. Dr. rer. nat. Michael Veith für die Anregungen zu diesem interessanten, interdisziplinären Thema und dessen kontinuierliche Begleitung und Förderung danken. Ebenso danke ich Herrn Univ.-Prof. Dr. jur. Reinhard Hendler für die verständnisvolle und kompetente Betreuung und die Inspirationen vor allem bei den juristischen Ausarbeitungen.

Ein großes Dankeschön gebührt auch Herrn Dr. Dennis Rödder vom Zoologischen Forschungsmuseum Alexander Koenig (Bonn) sowie Herrn PD Dr. Stefan Lötters (Biogeographie, Universität Trier) für die Unterstützung dieser Arbeit durch konstruktive Diskussionen, die Mitgestaltung von Manuskripten und die Einarbeitung in die Erstellung von Artenverbreitungsmodellen.

Zudem möchte ich mich bei Herrn Dr. Christoph Hoffmann, Herrn Dr. Jürgen Gross, Frau Dipl. Biol. Susanne Kögel (alle: JKI, Pflanzenschutz in Obst- und Weinbau) und Herrn Dr. Horst Bathon (JKI, Institut für Biologischen Pflanzenschutz) für die Anregungen und die Zusammenarbeit hinsichtlich der Untersuchungen zu dem Asiatischen Marienkäfer bedanken. Ebenso danke ich Herrn Dr. Thomas Schröder (JKI, Bundesforschungsinstitut für Kulturpflanzen, Braunschweig), Frau Carolin Bögel (Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, Institut für Pflanzenschutz) und Herrn Dr. Reiner Schrage (Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen, Abteilung Pflanzenschutzdienst) für die Informationen bezüglich des Managements und zu dem derzeitigen Bekämpfungsstand des Asiatischen Laubholzbockkäfers in Deutschland. Für die Miteinbeziehung in das ForeStClim-Projekt und interessante fachliche Gespräche bin ich Herrn Dr. Gebhard Schüler, Herrn Dr. Joachim Block (beide: Landesforsten RLP, Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft) und Herrn Dr. Horst Delb (Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg) dankbar. Weiterhin Frau Michaela Gründken (Ruhr-Universität Bochum) für die Möglichkeit an ihrem Forschungsprojekt teilzuhaben und somit Abwechslung im Freiland zu finden, so wie Frau Adeline Gillet (Centre de Recherche Public – Gabriel Lippmann, Luxemburg), für den inspirierenden, internationalen Austausch zur Methodik von Verbreitungsmodellen.

Den Kollegiaten/Innen und Dozent/Innen des DFG-Graduiertenkollegs danke ich vielmals für die gemeinsame Zeit, die intensiven Einblicke in fachübergreifende Kooperationen, Veranstaltungen und Vorträge und die vielseitigen Anregungen.

Für die Verfassung gemeinsamer, interdisziplinärer Artikel und den kooperativen Austausch bin ich unter den Kollegiaten/Innen insbesondere Herrn Ref. jur. Sven Brockhoff, Frau Ass. jur. Christina von Zingler (vormals Krahrmer) und Ref. jur. Jan Thomas Amelong zu Dank verpflichtet. Ebenso möchte ich Herrn Dipl.-Biol. Ulrich Schulte für die Möglichkeit der Co-Autorenschaft bei seinem interessanten Artikel über die Mauereidechse in Deutschland danken.

Bei allen Mitarbeitern und Mitarbeiterinnen aus der Biogeographie und der Umweltprobenbank möchte ich mich für die schöne Zeit, die interessanten Gespräche sowie die stete Unterstützung seit Beginn meiner HIWI-Zeit bis heute und natürlich auch für die lustigen Kaffeepausen, Weihnachtsfeiern und Sommerfeste bedanken. Besonders freue ich mich über die im Laufe der Zeit entstandenen, vielseitigen und inspirierenden Freundschaften.

Für die finanzielle Unterstützung möchte ich mich ganz herzlich bei der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG) bedanken, die mir zunächst mittels eines Stipendiums und abschließend mit der Stelle einer wissenschaftlichen Mitarbeiterin im Rahmen des DGF-Graduiertenkollegs die Anfertigung der Dissertation ermöglicht hat. Zudem hat mich die Universität Trier bei der Vergabe der Kurzzeit-Abschlussstipendien der „Stipendienstiftung des Landes Rheinland-Pfalz“ berücksichtigt und mir so die Gelegenheit zu einem erfolgreichen und zügigen Abschluss der Arbeit gegeben, wofür ich mich sehr bedanke.

Mein besonderer Dank gilt meiner Familie, meinem Freund und meinen Freunden, deren moralische Unterstützung und Interesse entscheidend zu dem gelungenen Abschluss der Dissertation beigetragen haben.

VORBEMERKUNGEN

Der globale Wandel, der die Veränderung des Klimas und der Flächennutzung, die Gentechnik, den Biodiversitätsverlust, die zunehmende Ressourcenknappheit, die globale Vernetzung und den demographischen Wandel umfasst, stellt unsere Gesellschaft vor große Herausforderungen. Die Komplexität der Wirkungsketten sowie deren räumliche und zeitliche Dimensionen verstärken die Trägheit des politischen Systems bei der Umsetzung von dringlich erforderlichen Maßnahmen. Neben der politischen Neuausrichtung muss ein grundlegender Gesellschaftswandel stattfinden, der durch eine verstärkte Wertschätzung von Natur, regionalen Besonderheiten, Sicherheit, Ästhetik und Lebensqualität gekennzeichnet ist. Schlagworte wie „postmaterielle Gesellschaft“, „intra- und intergenerative Gerechtigkeit“, „Entschleunigung“ und „grünes Wachstum“ sind hier zu nennen.

Die vielschichtigen Herausforderungen können nur durch interdisziplinäre, grenzüberschreitende Kooperationen und Abkommen sowie gezieltes, nachhaltiges Handeln bewältigt und zukunftsweisend gelöst werden. Langfristige, auf fachübergreifende Erkenntnisse und Lösungen gestützte Projekte müssen solchen mit einseitiger Ausrichtung und kurzfristigen Erfolgen vorrangig sein.

Vor diesem Hintergrund ist der einzigartige Zusammenschluss von Natur- und Rechtswissenschaftlern in dem DFG-Graduiertenkolleg „Verbesserung von Normsetzung und Normanwendung im integrierten Umweltschutz durch rechts- und naturwissenschaftliche Kooperation“ des Instituts für Umwelt- und Technikrecht an der Universität Trier zu betrachten. Die Wichtigkeit der intensiven, transdisziplinären Kooperationen wurde durch die Verlängerung des Kollegs im Jahr 2010 bestätigt.

Die vorliegende Arbeit entstand während meiner Tätigkeit als Stipendiatin und wissenschaftliche Mitarbeiterin in der Abteilung Biogeographie der Universität Trier und wurde im Rahmen des benannten DFG-Graduiertenkollegs verfasst. Hervorzuheben ist der interdisziplinäre Charakter der Dissertation, der neben den natur- und rechtswissenschaftlichen Ausarbeitungen auch ökonomische Aspekte und thematisch bedeutende Managementstrategien umfasst. Das Zusammenspiel der unterschiedlichen Disziplinen hat mich von Anfang an für das Thema begeistert und ermöglichte neben der wissenschaftlichen Vernetzung eine Verknüpfung von Theorie und Praxis, die mir bei der Themenwahl ebenfalls besonders wichtig war.

Für die Verfassung einer solchen Dissertation ist ein intensiver Austausch mit unterschiedlichen Fachexperten unerlässlich. Entsprechend trugen weitere Personen und Autoren zur der Dissertation wie folgt bei:

Die Arbeit wurde von Herrn Univ.-Prof. Dr. rer. nat. Michael Veith und Herrn Univ.-Prof. Dr. jur. Reinhard Hendler angeregt, betreut und in allen Phasen begleitet. Bei der Erstellung und Bewertung der Verbreitungsmodelle und der Verfassung der Manuskripte unterstützten mich insbesondere Herr Dr. rer. nat. Dennis Rödder und Herr PD Dr. rer. nat. Stefan Lötters. Alle weiteren Personen, die einen Beitrag zu diesem Projekt geleistet haben sind in der Danksagung aufgeführt.

Meine Beiträge in den Kapiteln eins bis fünf hinsichtlich der Datengewinnung, dem naturwissenschaftlichen Hintergrund, der Erstellung der Verbreitungsmodelle, der juristischen Ausarbeitungen sowie der Manuskripterstellung und -bearbeitung zeigt folgende Tabelle:

	Datengewinnung und -auswertung	naturwiss. Hintergrund	Modell-erstellung	juristische Ausarbeitungen	MS-Erstellung und -Bearbeitung
Teil I: <i>H. axyridis</i>					
1. "Modellartikel"	90%	60%	70%	–	60%
2. "Weinbergsartikel"	100%	90%	90%	–	70%
3. "Haftungsartikel"	–	100%	–	20%	60%
Teil II: <i>A. glabripennis</i>					
4. "Modellartikel"	100%	100%	95%	–	80%
5. "Entschädigungs- artikel"	–	100%	–	100%	90%

Die Rechtssetzung konnte bis Dezember 2011 berücksichtigt werden.

VERZEICHNISSE

I INHATSVERZEICHNIS

Einleitung.....	1
------------------------	----------

Teil I: *Harmonia axyridis* – Der Asiatische Marienkäfer

Chapter 1 Species distribution models for the alien invasive Asian Harlequin ladybird (<i>Harmonia axyridis</i>)	17
Abstract	18
1.1 Introduction	19
1.2 Material and methods	22
1.3 Results	24
1.4 Discussion	32
1.4.1 Is model reliability hampered when the model is projected outside the training region due to niche shift?	33
1.4.2 Is model transferability hampered due to within-species niche variation?	34
1.5 Conclusions	35
1.6 Acknowledgements	35
1.7 References	36
1.8 Appendix 1	39
Chapter 2 Assessing the potential threat to European viticulture by the alien invasive Asian ladybeetle under current and future climate.....	41
Abstract	42
2.1 Introduction	43
2.2 Material and methods	44
2.3 Results	46
2.4 Discussion	49
2.5 Acknowledgements	50
2.6 References	51
Kapitel 3 Wer haftet für Folgeschäden von Neozoen? Das Problem des Asiatischen Marienkäfers.....	54
Zusammenfassung / Summary	55
3.1 Einsatz des Asiatischen Marienkäfers in der biologischen Schädlingsbekämpfung	56
3.2 Verbreitungspotential in Europa	57
3.3 Schadpotential	58
3.4 Eine flugunfähige Variante – die Lösung?	59
3.5 Haftung für Schäden durch den Asiatischen Marienkäfer und Coccibelle	60
3.5.1 Genehmigungspflicht, Amtshaftung und Gefahrenabwehr	60
3.5.2 Privatrechtliche Haftung	62
3.5.3 Umweltschadensgesetz	64
3.6 Schlussfolgerungen	65
3.7 Literatur	66

Teil II: *Anoplophora glabripennis* – Der Asiatische Laubholzbockkäfer

Chapter 4 Worldwide potential distribution of the Asian Longhorned Beetle, a transnational quarantine pest species, under current and future climate.....	67
Abstract	68
4.1 Introduction	69
4.2 Material and methods	71
4.3 Results	73
4.4 Discussion	79
4.4.1 Comparisons of current potential distributions	79
4.4.2 Possible effects of global climate change	81
4.4.3 How dangerous is ALB?	81
4.5 Acknowledgements	84
4.6 References	85
Kapitel 5 Zur Finanzierung von notwendigen Maßnahmen zum Schutz gegen forstliche Quarantäneschädlinge bei Privaten in Deutschland.....	88
Zusammenfassung	89
5.1 Der Asiatische Laubholzbockkäfer als Modellart für Pflanzenquarantäneorganismen in Deutschland	90
5.1.1 Verbreitungspotential	92
5.1.1.1 Klimatische Nische	92
5.1.1.2 Wirtspflanzenspektrum	93
5.1.1.3 Lokale Ausbreitungspotentiale	94
5.1.2 Schad- und Gefahrenpotential	95
5.1.2.1 Ökologisches Schadpotential	96
5.1.2.2 Ökonomisches Schadpotential	98
5.1.2.3 Soziologisches Schadpotential	99
5.1.2.4 Risiko und Gefahrenpotential	99
5.2 Rechtliche Regelungen bezüglich forstlicher Quarantäneschadorganismen in Deutschland	101
5.2.1 Management nach Befallsfeststellung von nicht-heimischen forstlichen Quarantäneorganismen in Deutschland	105
5.2.2 ALB-Managementprogramme und ihre Kosten	108
5.2.3 Finanzierung der notwendigen Ausrottungs- und Quarantänemaßnahmen in Deutschland	109
5.3 Verbesserungsvorschläge hinsichtlich der rechtlichen und finanziellen Regulierung von Quarantänemaßnahmen für Private in Deutschland	113
5.3.1 Entschädigungsrechtliche Harmonisierung von Pflanzenschutzgesetzes und Tierseuchengesetz	114
5.3.2 Staffelung der Entschädigungen	117
5.4 Schlussfolgerungen	118
5.5 Danksagung	119
5.6 Literatur	120
Schlussbemerkungen	122
Zusammenfassung / Summary	130
Lebenslauf.....	132
Tagungsvorträge/Poster/Publikationen.....	136
Erklärung.....	138

II ABBILDUNGSVERZEICHNIS

- Abbildung 0.1:** Verhältnis zwischen abiotischer (fundamentaler) Nische, biotischer Interaktion und Erreichbarkeit nach Hutchison (1957) (verändert nach Rödler (2009) und Soberón und Peterson (2005)). Punkte repräsentieren Fundpunkte der Art.5
- Abbildung 0.2:** Schematische Darstellung der fundamentalen (hellgrau) und der realisierten (dunkelgrau) Nischenbreite von unterschiedlichen Einheiten innerhalb einer Art (z. B. Ökotypen, Populationen, Unterarten). Nischen können zwischen den Einheiten überlappen, aber die komplette Nischenspanne der Art wird nicht von einer Einheit abgedeckt (anwendbar für die fundamentalen und realisierten Nischen). Wenn gebietsfremde, invasive Gründerindividuen auf eine limitierte Anzahl von Arteinheiten zurückzuführen sind (symbolisiert durch die schwarzen Punkte), deckt ihre fundamentale Nischenspanne nur einen Teil derselbigen der ganzen Art ab. Miteinbeziehung von Nischeninformationen in ein SDM von anderen Fundorten als denjenigen die zu den invasiven gerechnet werden (hier symbolisiert mit weißen Punkten) kann zu einem fehlerhaften Modell bei der Abgrenzung von invasiven Arealen führen.6
- Abbildung 0.3:** Schema der Erstellung eines Artenverbreitungsmodells basierend auf der klimatischen Nische der Art (verändert nach Rödler D. 2009). Ist die Verwendung weiterer Nischenparameter wie bevorzugte edaphische Strukturen, Flächennutzung, Symbiosen etc. gewünscht oder notwendig, können diese an verschiedenen Stellen in das Modell einfließen. Entweder als Information an der Vorkommenspunkten der Art in Verbindung mit einem entsprechenden layer als input Daten für das Modell, oder aber, eher gebräuchlich, als zusätzliche Information, die in einem Geographischen Informationssystem (GIS) über die potentiellen klimatischen Verbreitung der Art als Überlagerung ("Overlay") dargestellt wird oder aber mit dem bereits vorhandenen Modell so verschnitten wird, das lediglich die Überschneidungsbereiche übrig bleiben.7
- Abbildung 0.4:** Anteil unterschiedlicher Artengruppen an insgesamt 10.771 nicht-einheimischen Arten, die in europäischen Ländern vorkommen (aus Kowarik 2010, nach der DAISIE-Datenbank, Olenin & Didziulis 2009). 1: Bedecksamer (Magnoliophytina), 2: Gliederfüßler (Arthropoda), 3: Chordatiere (Wirbeltiere u. a., Chordata), 4: Pilze (Fungi), 5: Weichtiere (Mollusca), 6: Ringelwürmer (Annelida), 7: Rotalgen (Rhodophyta), 8: Nacktsamer (Gymnosperma) und 9: Andere.....9
- Figure 1.1:** Distributions of the Harlequin ladybird: (A) known invasive range in Europe (hatched) with localities of known releases (dots) (after Brown et al. 2008; Burgio et al. 2008; Poutsma et al. 2008; <http://www.gbif.org>; <http://www.europe-aliens.org/>; http://pagespersoorange.fr/vinc.ternois/cote_nature/Harmonia_axyridis/; <http://www.harlequin-survey.org/#>; http://www.inbo.be/content/page.asp?pid=EN_FAU_INS_LAD_DIS_start; <http://www.cabi-e.ch/harmonia/deutch.html>; all accessed 15 July 2010); (B) known native range in Asia including areas of supposed occurrence, especially in the northern regions (after Koch 2003; Komai et al. 1950; Poutsma et al. 2008); (C) illustration of the results of the

	CLIMEX European distribution model of Poutsma et al. (2008: Fig. 1.6) with larger items indicating higher suitability.	20
Figure 1.2:	Relative contributions of 10 bioclim input variables to the Maxent SDMs for (A) the model built with records from the native range in Asia (SDM_{nat}), (B) the model built with records from the invasive range in Europe (SDM_{inv}) and (C) for the model built with records from the native Asian and European invasive ranges combined (SDM_{all}).	25
Figure 1.3:	Box plots for 10 bioclim input variables for SDM building based on the bioclim data extracted in DIVA GIS, for: in (l) = invasive localities in Europe, in (b) = 1.000 randomly chosen points within the European invasive background area used for model runs, na (l) = native localities in Asia, na (b) = 1.000 randomly chosen points within the Asian native background area used for model runs.	26
Figure 1.4:	(A) Mapped global output of the Maxent SDM_{nat} for the Harlequin ladybird based on bioclim parameters at records from the native Asian range, with (B) North America, (C) Europe and (D) Asia enlarged. Warmer colours suggest higher suitability to the modelled species (Phillips et al. 2006). The legend includes 'grey', indicating unsuitable areas and 'dark green' giving the value range between the minimum and the 10 % training presence logistic threshold for the average input presence data; after that the modelled suitability gives 10 % steps up to the value of 1 ('dark red'). Records of the study organism in the native distribution are indicated by dots; blue ones indicate the 40 residual localities used for model building after cluster analysis (see text).	27
Figure 1.5:	Crosswise ROC plots for SDM_{nat} , SDM_{inv} and SDM_{all} based on presence (native, European-invasive and native plus European-invasive, respectively) and 10.000 pseudo-absence background points, respectively. Curves close to the diagonal line indicate a model performance close to random and curves approximating the upper left corner of the plot indicate a higher predictive power of the model.	28
Figure 1.6:	(A) Worldwide invasive distribution of the Harlequin ladybird: known range (hatched), possible range (question marks) and localities plus areas of known releases (dots) (after Brown et al. 2008; Burgio et al. 2008; Poutsma et al. 2008; http://www.gbif.org ; http://www.europe-aliens.org/ ; http://pagespersorange.fr/vinc.ternois/cote_nature/Harmonia_axyridis/ ; http://www.harlequin-survey.org/# ; http://www.inbo.be/content/page.asp?pid=EN_FAU_INS_LAD_DIS_start ; http://www.cabie.ch/harmonia/deutch.html ; all accessed 15 July 2010); (B) reproduction of the results of the CLIMEX global distribution model of Poutsma et al. (2008: Fig. 3) with larger items indicating higher suitability.	29
Figure 1.7:	(A) Mapped global output of the Maxent SDM_{inv} for the Harlequin ladybird based on bioclim parameters at records from the European invasive range, with (B) North America, (C) Europe and (D) Asia enlarged. For legend see Figure 4. Records of the target species in the European invasive distribution are represented by dots; blue indicates the 85 residual localities used for model building after cluster analysis (see text).	30
Figure 1.8:	(A) Mapped global output of the Maxent SDM_{all} for the Harlequin	

- ladybird based on bioclim parameters at records from the Asian native and European invasive ranges, with (B) North America, (C) Europe and (D) Asia enlarged. For legend see Figure 4. Records of the target species in the European invasive distribution are represented by dots; blue indicates the 100 residual localities used for model building after cluster analysis (see text).31
- Figure 2.1:** Maxent SDM maps showing climatic suitability to the invasive Asian ladybeetle in Europe. Maps refer to (A) current climate conditions and (B-D) future climate change scenarios for the year 2050 based on the IPCC A2a Scenario family; (B) MPIM-ECHAM5, (C) CNRM-CM3, (D) CONS-ECHO-G. From green to red, warmer colours suggest higher climatic suitability to *Harmonia axyridis*. Areas of viticulture are indicated by blue.47
- Figure 2.2:** Climatic suitability of vine areas for 21 European viticulture countries. Countries are arranged by their absolute size of viticulture area (see Material and methods). Future SDMs are based on the IPCC A2a Scenario family. Colours refer to Maxent classes with suitability to *Harmonia axyridis* increasing from green to red (see Fig. 2.1). We defined five suitability classes, whereby the categories 'unsuitable', 'minimum' and '10 percent' are based on the average training logistic threshold values of the model input occurrence points and the 50, 75 and 100 percent steps on the prediction probability of the model output calculated by Maxent.48
- Abbildung 3.1:** Die drei in Europa etablierten Farbvarianten des Asiatischen Marienkäfers (*Harmonia axyridis*, Hauptbild: *f. succinea*, oben links: *f. spectabilis*, oben rechts: *f. conspicua*) sind auch in deutschen Weinbergen zu finden (Mertesdorf, Nähe Trier, September 2009). Photos: Kerstin Biding. ...56
- Abbildung 3.2:** Bekannte Verbreitung des Asiatischen Marienkäfers in Europa (gestrichelt) und bekannte Aussetzungsorte im Freiland (Quadrate) (nach Brown et al. 2008; Burgio et al. 2008; Poutsma et al. 2008; <http://www.gbif.org>; <http://www.europe-aliens.org/>; http://page.sperso-orange.fr/vinc.ternois/cote_nature/Harmonia_axyridis/; <http://www.harlequin-survey.org/#>; http://www.inbo.be/content/page.asp?pid=EN_FAU_INS_LAD_DIS_start; <http://www.cabie.ch/harmonia/deutch.html>; alle aufgerufen am 15.12.2009).57
- Abbildung 3.3:** Modell zum Ausbreitungspotential des Asiatischen Marienkäfers in Europa für das derzeitige Klima. Wärmere Farben deuten auf eine größere Eignung und letztlich Vorkommenswahrscheinlichkeit für die Art hin. Neben den Gebieten, in denen sie bereits etabliert ist, ist der Süden von Italien und Frankreich sowie Nordspanien, die Balearen, Korsika und Sardinien klimatisch für die Art ebenso geeignet. Auch ein Großteil der Schwarzmeerküste sowie Irland, die Länder des Balkans und des Dinarischen Gebirges liegen im potentiellen Vorkommensgebiet des Asiatischen Marienkäfers. Warum er sich in Südfrankreich sowie Mittel-Italien trotz Einbringung noch nicht etabliert hat ist bislang unklar (vgl. Abb. 3.2).58
- Abbildung 3.4:** Das Schadpotential des Asiatischen Marienkäfers besteht vorwiegend in der Schädigung von Obst (Weinbeeren, Pflaumen, Äpfel, Himbeeren), wobei ökologische Schäden insbesondere durch unbeabsichtigte Miternte

und Kelterung in der Weinwirtschaft auftreten (kleine Bilder). Zu Überwinterungszwecken dringt er zudem in Massen in Häuser ein (Bildquellen: Hauptbild: S. Cresswell, links oben: www.mtngrv.missouristate.edu, links mitte: Bayer CropScience World, links unten: M. Klenner, unten mitte: S. Wold Burkness, unten rechts: www.oardc.ohio-state.edu).....59

Figure 4.1: Presence records with known establishment of ALB (lighter dots) and pseudo-absence points (darker dots) used for model building, respectively, within its native range (blue dots) and its invasive range in Europe and North America (red dots) (after Haack et al. 2010; Hu et al. 2009; Peterson 2003 and <http://www.aphis.usda.gov/>).70

Figure 4.2: Relative contributions of the seven bioclim input variables to the Maxent SDMs for (a) the models built with records from the native range in Asia (SDM_{nat}) and (b) the models built with all records with known establishment (SDM_{all}). See Material and methods for abbreviations used.74

Figure 4.3: Box plots showing the ranges of seven bioclimatic variables used for SDM building at: inEU (l) = invasive localities in Europe (n = 7), inEU (b) = 896 randomly chosen points within the European invasive background area used for model runs, inNA (l) = invasive localities in North America (n = 5), inNA (b) = 649 randomly chosen points within the North American invasive background area used for model runs, naAS (l) = native localities in Asia (n = 40), naAS (b) = 2.316 randomly chosen points within the Asian native background area used for model runs. Note: Records in Europe and North America are sparse due to eradication programs, so that the potential ecological range shown here is most likely not representative. The one invasive record in Yokohama (Japan) was excluded in this analysis.74

Figure 4.4: Potential distribution of ALB based on bioclimatic parameters at records from the native Asian range (SDM_{nat}) under (A) current climate conditions, and future climate change (B) B2a and (C) A2a conditions for the year 2080 (each average of the four future model scenarios of family). Warmer colors suggest higher suitability to the modeled species (Phillips et al. 2006), reaching from ‘grey’ (unsuitable areas) to ‘dark red’ (best suitability). Areas above the minimum training presence (Min) and the 10 % training omission thresholds (10%) are indicated. Native records of the study organism are indicated by blue dots; red ones indicate the invasive records, whereas only native records have been used for model building. Middle grey line signatures indicate the MESS (Elith et al. 2010) areas.76

Figure 4.5: ALB’s potential distribution derived from bioclimatic parameters at records from its native plus invasive ranges (SDM_{all}) under (A) current climate conditions, and future climate change (B) B2a and (C) A2a conditions for the year 2080 (each average of the four future model scenarios of family). For legend see Figure 4.4.78

Abbildung 5.1: (a) adulter, männlicher Asiatischer Laubholzbockkäfer (ALB), (b) adulter, männlicher Citrus Bockkäfer (CLB), (c) glatte Oberfläche der Flügeldeckenbasis des ALBs im Vergleich zu der (d) rauh-gekörnten Oberfläche der Flügeldeckenbasis des CLB. Zudem fehlen dem ALB die

zwei weißen Flecken auf dem Halsschild, die bei dem CLB vorhanden sind (Photos von F. Hérard aus Haack et al. 2010).91

Abbildung 5.2: (a) der meiste Schaden wird von außen unsichtbar im Inneren des Baumes durch die Fraßgänge der Laven des ALBs verursacht; (b) Larve des Asiatischen Laubholz-bockkäfers (Photos von F. Hérard aus Haack et al. 2010).97

Abbildung 5.3: Schadbilder des ALBs: (a) fortgeschrittener Befall kann zum Absterben von einzelnen Baumpartien bis hin zu ganzen Bäumen führen, (b) Saftfluss durch Rindenverletzungen an einem Ahorn, (c) Bohrgänge durch Larvenfraß (Bildquellen: (a) www.aces.uiuc.edu, (b) www.inspection.gc.ca, (c) www.forestryimages.org).97

III TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 0.1:	Schätzung der jährlichen Kosten (in Millionen Euro) problematischer Neobiota in der EU nach Sektoren (verändert aus Kowarik 2010 und nach Kettunen et al. 2009).4
Table 1.1:	Sensitivity and specificity rate, e.g. omission and commission errors, for the model build with records from the native range in Asia (SDM_{nat}), the model build with records from the invasive range in Europe (SDM_{inv}) and the model build with records from the native Asian and European invasive ranges combined (SDM_{all}). Sensitivity is defined as the ratio of positive sites correctly predicted over the total number of positive sites in the sample, while specificity is the ratio of negative sites correctly predicted over the total number of negative sites.28
Table 4.1:	Main tree genera in growing forest in Europe and North America and the portion of top hosts among them. Data taken from the Global Forest Resource Assessment of the Food and Agriculture Organization (FAO 2005; http://www.fao.org , downloaded 05 June 2011), Haack et al. (2010) and Hu et al. (2009). Abbreviations: no data = n.d., ALB infestation = *.82

EINLEITUNG

EINLEITUNG

Die globale Vernetzung, der Flächennutzungs- und Klimawandel sind zentrale Aspekte bei der Ursachenanalyse der zunehmenden Homogenisierung von Artengemeinschaften und des weltweiten Verlusts von Biodiversität (u. a. Blackburn et al. 2011; Clout und Williams 2009; Hulme 2009; Hulme et al. 2008; Keller et al. 2009; Kettunen et al. 2009; Kowarik 2010; McKinney 2006; McKinney und Lockwood 1999; Nentwig 2008; Perrings et al. 2010; Shine et al. 2009; Thomas et al. 2004; Thuillier et al. 2011). Die selbstständigen Wanderungen von Arten und die mit ihnen einhergehenden Arealverschiebungen sind so alt wie die Arten an sich. Diese natürlichen Prozesse werden in den letzten Jahrzehnten jedoch durch den sich vollziehenden Klimawandel verstärkt und beschleunigt (u. a. Araújo et al. 2011; Hendler et al. 2010; Perrings et al. 2010) und von weiteren anthropogenen Einflüssen überlagert. Vormals natürliche Ausbreitungsbarrieren (wie Gebirge, Wüsten, Sümpfe, Gräben, Seen, Flüsse und Meere) werden mit zunehmend hoch entwickelten Transportmitteln überwindbar und mitbeförderte Arten durch technische Neuerungen wie Klimaanlagen immer weiter verschleppt (Davis 2009; Holljesiefken 2007, S. 1; Hulme 2009; Mack et al. 2000). Ferner wird die Einbringung von gebietsfremden Arten durch den Menschen mittels absichtlicher Einführungen aktiv gefördert, obwohl deren potentiell negativen Folgen inzwischen hinreichend bekannt sind (u. a. Clout und Williams 2009; Kimberling 2004; Kowarik 2010; McKinney 2006; Nentwig 2008; Perrings et al. 2010). Gründe dafür sind neben ästhetischen Aspekten (z. B. in der Garten- und Landschaftsgestaltung) vergleichsweise bessere Resistenzen oder erhöhte Toleranzen (Schadstoff- und Krankheitsresistenzen, die bspw. für die Stadt- und Straßenbegrünung und bei land- und forstwirtschaftlich genutzte Arten bedeutsam sind), erhöhte Effektivität für den Einsatz in der biologischen Schädlingsbekämpfung, bessere ökonomische Nutzfunktionen in der Land- und Forstwirtschaft sowie im Jagd- und Fischereibesatz oder auch Forschungszwecke. Auch eine Kombination aus verschiedenen Komponenten ist geläufig (u. a. Blackburn et al. 2011; Hulme et al. 2008). Manche zunächst gebietsfremde Arten wurden in Pelztierfarmen oder Fischzuchten gehalten, bis sie infolge von unvorhergesehenen Ereignissen wie Hochwässer, Krieg oder Erdbeben aus diesen ausbrachen und sich selbstständig verbreiteten und letztlich etablierten. Basierend auf diesem anthropogenen Einfluss stieg zum Beispiel die Anzahl nichteinheimischer Pflanzenarten in Europa, die auch in keinem anderen europäischen Land heimisch sind, von ca. 80 Arten im Jahr 1700 auf ca. 1000 Arten im Jahr 2000 an (Kowarik 2010, S. 56).

Unter den jeweils gebietsfremden Arten finden sich auch solche, die in sich ein weiträumiges Verbreitungspotential mit einem hohen ökologischen, zum Teil verbunden mit einem hohen ökonomischen, Schadpotential vereinen. Solche Arten werden in den Natur-

wissenschaften als invasive Arten bezeichnet (siehe Begriffsbestimmungen S. 12). Sie sind im Besonderen zu überwachen und ihre potentielle Verbreitung im Gebiet möglichst zu vermeiden. Ob eine Art invasiv oder potentiell invasiv ist, wird meist erst nach einer Änderung der sie umgebenden Umweltfaktoren ersichtlich. Dies kann *in situ* beispielsweise durch eine Änderung von abiotischen Faktoren wie Temperatur, Nährstoff- und Schadstoffgehalt, Lichtverhältnis und Niederschlag, oder durch eine Änderung von biotischen Faktoren wie Prädatoren und Flächennutzung, erfolgen. Weit häufiger wird das Invasivitätspotential einer Art *ex situ* (z. B. nach einer Einbringung in ein bisher nicht besiedeltes Biotop) erkennbar, wo zum einen meist andere abiotische Umweltbedingungen vorliegen oder deren Zusammensetzung abweichend von denen des nativen Areals ist und zum anderen wichtige biotische Gegenspieler wie Prädatoren, Konkurrenten oder Krankheitserreger insbesondere am Anfang der Etablierung fehlen, da die Art noch nicht in das Netzwerk der lokalen Biozönose integriert ist. Invasiv können somit sowohl gebietsfremde als auch heimische Arten sein oder werden, wobei die Zahl lokal vorkommender, invasiver Arten größtenteils von dort gebietsfremden gebildet werden dürfte. Neben standörtlichen Komponenten (vgl. auch Holljesiefken 2007, S. 26) und dem anthropogenen Einfluss auf Invasionserfolge (Kowarik 2010, S. 57, S.145-154) sind unterschiedliche Eigenschaften von Arten untersucht worden, die das Invasionspotential beeinflussen können (Kowarik 2010, S. 139-144). Auch verschiedene Hypothesen zu den dem Erfolg oder Misserfolg von Invasionsorganismen zugrunde liegenden ökologisch und evolutionäre Mechanismen auf Lebensgemeinschafts-, Art- oder Populationsebene sind aufgestellt worden (Kowarik 2010, S. 136-139).

Von den allgemeinen Berechnungen zu den Ansiedlungserfolgen von Arten sei hier die bekannte Zehnerregel („Tens-Rule“ von Williamson und Fitter 1996) genannt, die besagt, dass von schätzungsweise 1000 importierten Arten anschließend 100 spontan im neuen Gebiet auftreten, 10 sich etablieren können und 1 zum Schädling wird. Nach Jeschke und Strayer (2005) ist sie jedoch nicht auf alle Tiergruppen anwendbar. Eine weitere oft zitierte Berechnung ist die „propagule pressure-Formel“. Sie kann mit ‚Invasionskapazität‘-Formel übersetzt werden und setzt sich aus der Zahl von Aussetzungs- oder Einbringungsergebnissen („propagule number“) und der pro Aussetzungs- oder Einbringungsevent eingebrachten Individuen („propagule size“) zusammen (Lockwood et al. 2005). Letztere ist nicht nur für die Wahrscheinlichkeit der Ansiedlung von Neobiota bedeutsam, sondern spielt auch bei Abschätzungen für Wiederansiedlungsmaßnahmen im Naturschutz sowie bei dem ökonomischen Einsatz von Organismen für die biologische Schädlingskontrolle eine wichtige Rolle. Weiterhin gilt für Invasionsprozesse oftmals das Phänomen einer gewissen zeitlichen Verzögerung zwischen Erstauftreten und Invasivität (sog. „time lags“, Holljesiefken 2007, S. 27; Kowarik 2010, S. 132-136) und meist auch eine räumliche Invasions-Begrenzung (Kowarik 2010, S. 20/21). Die insgesamt sehr vielfältigen, vernetzten und kaum zu erfassen-

en Prozesse erschweren die Abschätzung des Invasivitätspotentials einer Art, so dass bisherige Einstufungen oftmals auf Erfahrungen aus einem ökologisch ähnlichen Gebiet aufbauen.

Invasive Arten bilden aufgrund ihres hohen ökologischen, wirtschaftlichen und/oder gesundheitlichen Schadpotentials sowie ihrer vorwiegenden Verbreitung durch den Menschen einen bedeutsamen Schnittpunkt von Ökologie, Ökonomie, Rechtswissenschaft und Soziologie in Theorie und Praxis (Holljesiefken 2007, S. 2 und 7; Keller et al. 2009). Aufgrund der steigenden Anzahl von biologischen Invasionen weltweit und den damit einhergehenden Folgen weist das Thema „invasive Arten“ nicht nur einen hoch interessanten, interdisziplinären Charakter auf, sondern ist zugleich ein Top-Thema internationaler Forschung geworden (Kowarik 2010, S. 34-38; Pyšek et al. 2006). Dies drückt sich unter anderem in der steigenden Anzahl wissenschaftlicher Veröffentlichungen auf diesem Gebiet aus (Richardson und Pyšek 2008).

Folglich stellen invasive Arten zugleich einen zunehmend wichtigen, rechtlichen Regelungsgegenstand auf den unterschiedlichsten Ebenen (international, europäisch, national) dar (u. a. Holljesiefken 2007; Shine et al. 2000, 2010). Während in historischer Zeit auf internationaler Ebene dabei vor allem die wirtschaftliche Komponente ihrer Regulierung und die ökonomische sowie sozio-kulturelle Schadensbegrenzung im Vordergrund stand, wird heute zunehmend auch die ökologische Dimension bei den rechtlichen Ausarbeitungen miteinbezogen, beispielsweise bei dem Übereinkommen über die biologische Vielfalt (CBD) oder dem internationalen Pflanzenschutzübereinkommen (IPPC) (Holljesiefken 2007, S. 15 und 98). Auch auf europäischer Ebene wird die Bedeutung von grenzüberschreitenden, gebietsfremden und/oder invasiven Arten für Soziologie, Ökonomie und Ökologie und die sich daraus ergebende Konsequenz einer verstärkten rechtlichen Regulierung immer aktueller (Kettunen et al. 2009; Shine et al. 2009; KOM 2008). Nicht zuletzt werden auf nationaler Ebene bestehende Rechtsnormen angepasst (u. a. in Krafttreten des neuen BNatSchG im März 2010, vgl. auch Hubo und Krott 2010; Hubo et al. 2007, u. a. S. 1), um weitere biologische Invasionen möglichst zu vermeiden und die Gefahrenabwehr effektiver zu gestalten. Diese Tendenz ist zum einen auf einen beginnenden Bewusstseinswandel zurückzuführen, der auf einer neuen Wertschätzung von Biodiversität, Natur und Umwelt und der Endlichkeit von Rohstoffen basiert. Zum anderen wird vermehrt versucht den Wert von ganzen Ökosystemen und einzelnen Umweltkomponenten in wirtschaftlichen Berechnungen auszudrücken, um so die Erfassung von ökologischen Schäden beziehungsweise den Wegfall von so genannten „ecosystem services“ nach wirtschaftlichen Kriterien zu ermöglichen (u. a. Holljesiefken 2007, S. 31/32; Kokott et al. 2003; Nentwig 2008).

Die durch invasive Arten verursachten Schäden sind enorm. Nach Piementel et al. (2000) werden die jährlichen Schäden für insgesamt sechs Länder auf 336 Milliarden US Dollar geschätzt, wobei auf die Vereinigten Staaten 137 Mrd., auf Südafrika 7 Mrd., auf das

Vereinigtes Königreich 12 Mrd., auf Brasilien 50 Mrd. und auf Indien 117 Mrd. entfallen (vgl. auch Holljesiefken 2007; Shine et al. 2000). Eine Abschätzung der Kosten für die Europäische Union nach Sektoren gibt Tabelle 0.1, wobei die Summe aller Schäden, die durch invasive Arten verursacht werden, sich nach einem Bericht der EU Kommission für die Europäische Union auf jährlich 12 Mrd. Euro belaufen (KOM 2008).

Tabelle 0.1: Schätzung der jährlichen Kosten (in Millionen Euro) problematischer Neobiota in der EU nach Sektoren (verändert aus Kowarik 2010 (S. 379), nach Kettunen et al. 2009).

Zugehörigkeit der Neobiota	Kosten der Schäden
Landwirtschaft	
terrestrische Pflanzen	1249.5
terrestrische Wirbellose	1389.3
terrestrische Wirbeltiere	1054.2
limnische Wirbellose	2.2
Pilze/ Bakterien	1785.0
Summe	5510.1
Fischereiwirtschaft/Aquakultur	
limnische Wirbellose	192.6
limnische Wirbeltiere	0.032
marine Wirbellose	27.7
marine Pflanzen	19.0
terrestrische Wirbeltiere	2.1
Pilze/ Bakterien	0.2
Summe	241.6
Forstwirtschaft	
terrestrische Pflanzen	?
terrestrische Wirbellose	?
terrestrische Wirbeltiere	1.1
Pilze/ Bakterien	123.8
Summe	150.7
Gesundheitssektor	
terrestrische Wirbellose	22.5
terrestrische Pflanzen	39.6
limnische Pflanzen	7.4
Summe	82.5
Insgesamt 5985.0	

Um sowohl seltene Arten zu finden und *in situ* zu schützen (z. B. Rebelo und Jones 2010) als auch um potentielle Risikogebiete von invasiven Arten auf globalem Maßstab zu ermitteln, werden Artenverbreitungsmodelle erstellt („species distribution models“, SDMs) (Bidinger et al. 2010; Elith et al. 2010b; 2006; Keller et al. 2009; Pearson und Dawson 2003; Rödder 2009). Sie basieren auf dem Prinzip der ökologischen Nische einer Art, weshalb sie auch als ökologische Nischenmodelle („ecological niche models“, ENMs) bezeichnet werden. Das Konstrukt der ökologischen Nische stellt eine idealisierte Annäherung (ein Modell) der für die Verbreitung einer Art wesentlichen Umweltfaktoren dar. Zumeist wird die realisierte Nische (oder auch potentielle Verbreitung) als Überschneidungsbereich von unabdingbarer, abiotischer (fundamentaler) Nische und den tolerierten biotischen Interaktionen mit anderen Organismen betrachtet. Die letztlich realisierte Verbreitung wird von der potentiellen Verbreitung durch die Erreichbarkeit von Orten in Raum und Zeit abgegrenzt (Abb. 0.1). Die Erstellung von Modellen mit einer Projektion auf globalen Maßstab impliziert die Erreichbarkeit von weit entfernten Ökosystemen ebenso wie die artspezifischen lokalen Ausbreitungspotentiale und fokussiert somit die potentielle Verbreitung der Art (vgl. auch Hendler et al. 2010). Nach McGill (2010) und Pearson und Dawson (2003) sind bei einer globalen Betrachtung der Artverbreitungen vorwiegend die klimatischen Gegebenheiten bedeutsam, so dass globale Artenverbreitungsmodelle zumeist Klimanischenmodelle („climate niche models“, CNMs oder „climate envelope models“, CEMs) sind. Bei nativ weit verbreiteten Arten können einzelne Untergruppen jeweils eigene, an die lokalen Verhältnisse angepasste realisierte und fundamentale Nischen ausbilden (Abb. 0.2), was bei der Modellerstellung weit verbreiteter Arten zu beachten ist (vgl. auch Kapitel 1).

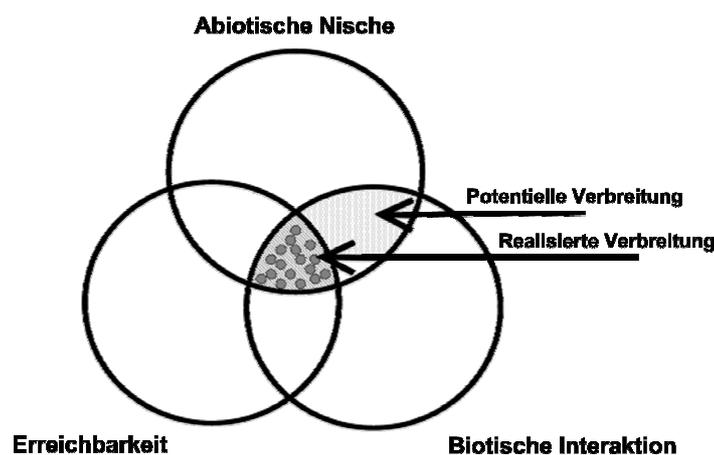


Abbildung 0.1: Verhältnis zwischen abiotischer (fundamentaler) Nische, biotischer Interaktion und Erreichbarkeit nach Hutchison (1957) (verändert nach Rödder (2009) und Soberón und Peterson (2005)). Punkte repräsentieren Fundpunkte der Art.

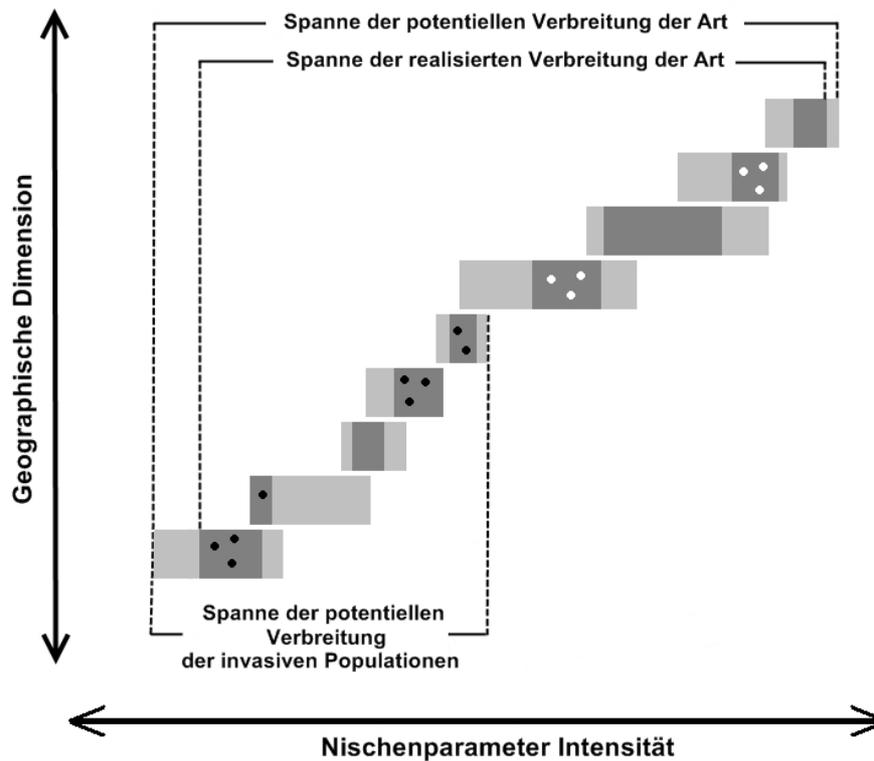


Abbildung 0.2: Schematische Darstellung der potentiellen (hellgrau) und der realisierten (dunkelgrau) Verbreitung von unterschiedlichen Einheiten innerhalb einer Art (z. B. Ökotypen, Populationen, Unterarten). Verbreitungen können zwischen den Einheiten überlappen, aber das komplette Verbreitungspotential der Art wird nicht von einer Einheit abgedeckt (anwendbar für die potentiellen und realisierten Verbreitungen). Wenn gebietsfremde, invasive Gründerindividuen auf eine limitierte Anzahl von Arteinheiten zurückzuführen sind (symbolisiert durch die schwarzen Punkte), deckt ihre potentielle Verbreitung nur einen Teil derselbigen der ganzen Art ab. Miteinbeziehung von Informationen in ein SDM von anderen Fundorten als denjenigen, die zu den invasiven gerechnet werden (hier symbolisiert mit weißen Punkten), kann zu einem fehlerhaften Modell bei der Abgrenzung von invasiven Arealen führen. Andererseits kann das gesamte, globale Verbreitungspotential der Art nur unter Miteinbeziehung der Informationen von allen Fundpunkten ermittelt werden.

In der vorliegenden Arbeit wurde ausschließlich die Modellierungssoftware Maxent verwendet (Phillips et al. 2006; Phillips und Dudík 2008), die in Studien verlässlichere Ergebnisse erbrachte als vergleichbare Methoden (Elith et al. 2010a; 2010b; 2006; Mateo et al. 2010; Pearson et al. 2007), insbesondere bei geringer Verfügbarkeit von Fundpunkten (u. a. Rebelo und Jones 2010; Rödder 2009). Den strukturellen Aufbau sowie die Erstellung eines SDMs zeigt Abbildung 0.3.

EINLEITUNG

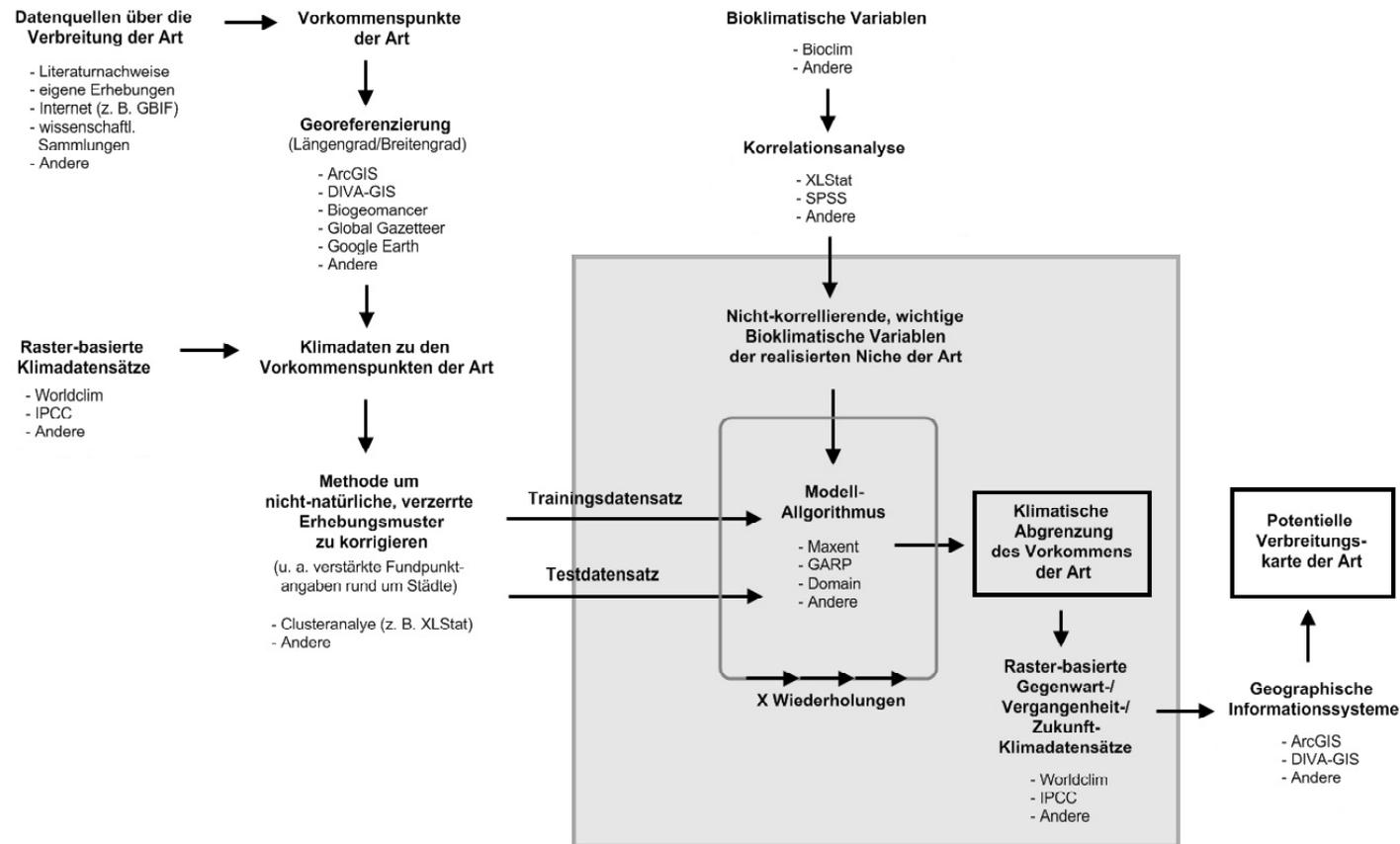


Abbildung 0.3: Schema der Erstellung eines Artenverbreitungsmodells basierend auf der klimatischen Nische der Art (verändert nach Rödder 2009). Ist die Verwendung weiterer Nischenparameter wie bevorzugte edaphische Strukturen, Flächennutzung, Symbiosen etc. gewünscht oder notwendig, können diese an verschiedenen Stellen in das Modell einfließen. Eine Möglichkeit besteht darin, die Parameter als Information an den Vorkommenspunkten der Art in Verbindung mit einem entsprechenden Raster-Layer als Eingangsdaten („input“-Daten) für die Modellgenerierung einzuspeisen. Eher gebräuchlich ist die zweite Möglichkeit, bei der die Parameter in einem Geographischen Informationssystem (GIS) nach Erstellung des klimatischen Modells über die bisher ermittelte potentielle Verbreitung der Art als Überlagerung ("Overlay") dargestellt werden oder aber mit dem bereits vorhandenen Modell so verschnitten werden, dass lediglich die Überschneidungsbereiche als potentielle Verbreitungsgebiete der Art übrig bleiben.

Um die Bedeutung von Verbreitungsmodellen als Analyse- und Präventions-Instrument in der naturschutzfachlichen Risikoabschätzung von invasiven Arten, sowie deren Einsatzmöglichkeiten bei der rechtlichen Normsetzung und -anwendung zu verdeutlichen (z. B. bei der rechtlichen Einstufung von Arten oder als Ermessensgrundlage bei der Bewilligung von Kostenersatzansprüchen nach entstandenen Schäden), wurden in der vorliegenden Dissertation als Modellorganismen zwei für die Europäische Union ökonomisch bedeutsame Käferarten ausgewählt: Der für die biologische Schädlingsbekämpfung in verschiedenen Ländern bewusst eingeführte Asiatische Marienkäfer *Harmonia axyridis* und der vorwiegend mit Holzverpackungsmaterialien global verschleppte Asiatische Laubholzbockkäfer *Anoplophora glabripennis*. Beide Organismen sind in der Europäischen Union als gebietsfremde Arten mit einem hohen Schadpotential einzustufen, und gehören der größten Gruppe unter den nicht-einheimischen Tierarten, den Arthropoden, an (Abb. 0.4). Auf europäischer und nationaler Ebene haben beide Insektenarten jedoch einen sehr unterschiedlichen rechtlichen Status inne. Der Asiatische Marienkäfer wird in Europa kommerziell vermarktet und darf in Deutschland mit Genehmigungsvorbehalt im Freiland ausgebracht werden, wohingegen der Asiatische Laubholzbockkäfer in der EU als zu bekämpfender Quarantäneschadorganismus geführt wird. Für Folgeschäden durch *Harmonia axyridis* besteht derzeit ebenso wenig ein praktikabler Haftungsanspruch wie hinsichtlich eines Anspruchs auf Entschädigungen für notwendige Maßnahmen nach einem Befall mit *Anoplophora glabripennis*. Entsprechend widmet sich der Schwerpunkt dieser Dissertation der naturwissenschaftlichen Abschätzung der potentiellen globalen Verbreitung dieser wirtschaftlich bedeutsamen Modellarten sowie der Erarbeitung von umweltpolitischen und rechtlichen Verbesserungsvorschlägen hinsichtlich der Normsetzung und -anwendung in Bezug auf den Umgang mit gebietsfremden Arten und deren Folgeschäden.

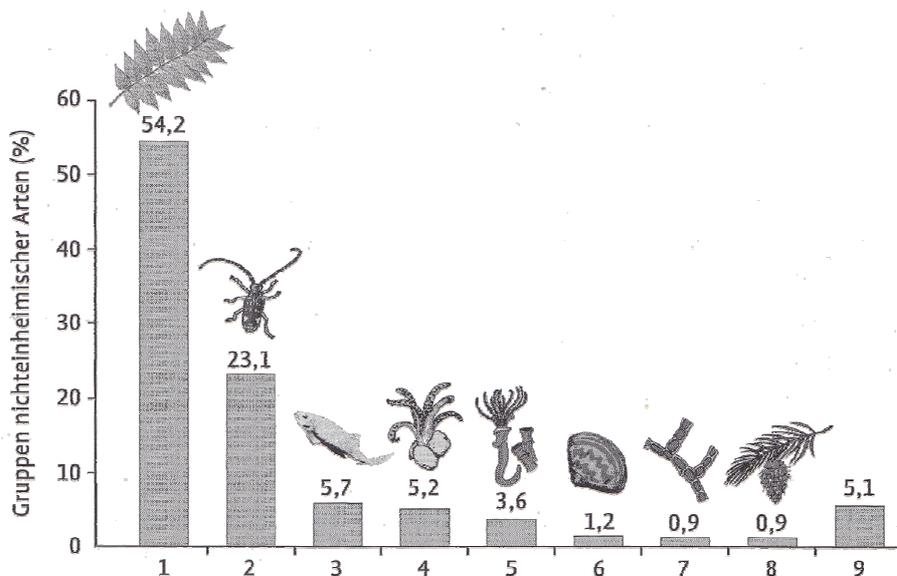


Abbildung 0.4: Anteil unterschiedlicher Artengruppen an insgesamt 10.771 nicht-einheimischen Arten, die in europäischen Ländern vorkommen (aus Kowarik 2010 (S. 37) nach der DAISIE-Datenbank, Olenin und Didziulis 2009). 1: Bedecksamer (Magnoliophytina), 2: Gliederfüßler (Arthropoda), 3: Chordatiere (Wirbeltiere u. a., Chordata), 4: Pilze (Fungi), 5: Weichtiere (Mollusca), 6: Ringelwürmer (Annelida), 7: Rotalgen (Rhodophyta), 8: Nacktsamer (Gymnosperma) und 9: Andere.

Teil I *Harmonia axyridis* - der Asiatische Marienkäfer

Kapitel 1 befasst sich mit der Erstellung von globalen, klimatischen Artenverbreitungsmodellen für den Asiatischen Marienkäfer mit dem Ziel, die nativen und invasiven Verbreitungen zu erklären und die potentielle, weltweite Verbreitung der Art zu prognostizieren. Unter Verwendung von verschiedenen Fundortdaten als Eingangsparameter wird unter anderem die derzeitige Verbreitung des Käfers in Europa modelliert und das potentielle Herkunftsgebiet der europäischen Individuen aufgezeigt. Ferner wird für die Abschätzung der globalen Invasivität des Insektes ein weiteres Modell erstellt, welches viele Areale weltweit als klimatisch günstig prognostiziert. Die Ergebnisse werden zudem auf abstrakter Ebene im Hinblick auf generelle Modellproblematiken wie Nischendefinition, Nischenverschiebung, Fundortdaten-Verzerrungen, biologische Wichtigkeit von Eingangsparametern und Unsicherheiten bei der Modellübertragbarkeit diskutiert.

Dieser Teil wurde 2012 im *Journal of Applied Entomology* in Zusammenarbeit mit STEFAN LÖTTERS, DENNIS RÖDDER und MICHAEL VEITH publiziert.

In seinem nordamerikanisch-invasiven Areal, wo der Asiatische Marienkäfer ebenfalls für die biologische Schädlingskontrolle eingesetzt wurde, begann er nach einiger Zeit, also nach einem „time lag“, jedes Jahr im Herbst Weinberge in Massen aufzusuchen, um in die Trauben einzudringen und Zucker für die Überwinterung aufzunehmen. Durch die

unabsichtliche Miternte und -kelterung der Käfer wird der Wein jedoch geschmacklich beeinträchtigt und unverkäuflich, wodurch der nordamerikanischen Weinindustrie inzwischen jährlich enorme ökonomische Schäden entstehen. Da ebensolche auch in Europa erwartet werden, wird in **Kapitel 2** die potentielle Verbreitung des Marienkäfers für Europa unter heutigen und zukünftigen, anthropogenen Klimawandelszenarien abgeschätzt, und diese mit den europäischen Weinanbaugebieten von 21 Ländern verschnitten und ausgewertet. Die Modelle und Auswertungen können dazu beitragen, bisher nicht vorhandene Managementstrategien zu entwickeln, Frühwarnsysteme aufzubauen und potentiell Betroffene zu informieren.

In **Kapitel 3** wird aufbauend auf den Ergebnissen der vorherigen Kapitel die Problematik der Haftung für mögliche Schäden durch *Harmonia axyridis* in Deutschland beleuchtet. Da sich der Käfer bereits weitflächig etablieren konnte, wird zudem auf die neue Vermarktungsstrategie (den Verkauf einer neuen, flugunfähigen Variante des Marienkäfers (Coccibelle®)) eingegangen. Dabei stellt sich vor allem auch die Frage, inwieweit Privatpersonen – Vertreiber und Verwender des Käfers – sowie die öffentliche Hand zur Haftung herangezogen werden können.

Dieser Teil wurde 2011 in *Naturschutz und Landschaftsplanung* in Zusammenarbeit mit STEFAN LÖTTERS, MICHAEL VEITH, DENNIS RÖDDER, CHRISTINA KRAHMER, JAN AMELONG, PETER REIFF und REINHARD HENDLER publiziert.

Teil II *Anoplophora glabripennis* - der Asiatische Laubholzbockkäfer

Kapitel 4 kommt dem Bedürfnis nach einer Abschätzung der potentiellen Verbreitung des polyphagen und sehr anpassungsfähigen Laubbaum-Primärschädlings *Anoplophora glabripennis* (ALB) auf globalem Maßstab nach. In Folge eines misslungenen Forstmanagementprogramms in seinem nativen Herkunftsgebiet in China breitete sich der Käfer exponentiell aus - mit enormen ökologischen und ökonomischen Schadfolgen. Er ist also eine heimische Art, die invasiv wurde. Vergleichbare Folgen wie in China werden überall dort gefürchtet, wo er sich weiträumig etablieren kann. Aufgrund seines rechtlichen Status in Nordamerika, Europa und Teilen Chinas als zu bekämpfender Quarantäneschadorganismus ist die Generierung eines entsprechend guten Verbreitungsmodells hinsichtlich mangelnder Fundpunkte in den invasiven Gebieten erschwert. Es werden zwei globale Modelle auf Rasterbasis präsentiert, sowohl für heutige Klimabedingungen als auch mit Projektion auf verschiedene IPCC Szenarien für das Jahr 2080. Sie können als Grundlage für globale Risikoabschätzungen des

Quarantäneschadorganismus, den Ausbau von fachlichen Kooperationen und als anschauliche Informationsgrundlage für die lokale Bevölkerung genutzt werden.

Dieser Teil wurde 2012 im *North-Western Journal of Zoology* in Zusammenarbeit mit MICHAEL VEITH, DENNIS RÖDDER und STEFAN LÖTTERS eingereicht.

Auf Kapitel 4 aufbauend, werden in **Kapitel 5** die rechtlichen Grundlagen zu forstlichen Quarantäneschädlingen in Deutschland, die angewendeten Managementstrategien sowie die Finanzierung der notwendigen Maßnahmen anhand des ALBs als Modellart aufgezeigt. Im Vordergrund steht dabei die Schaffung einer Finanzierungssicherheit für Private, die derzeit für die Kosten von angeordneten Maßnahmen sowie für entstandene Schäden selbst aufkommen müssen. Dieser Umstand wird einer effektiven und unverzüglichen Schädlingsbekämpfung in der Praxis jedoch nicht gerecht. Um eine gelungene Zusammenarbeit von Bürgern und Behörden zu gewährleisten, besteht die Notwendigkeit, entsprechende Entschädigungen für Private in einem bundesweit gültigen Gesetz zu verankern. Somit wird hier die Anpassung des Pflanzenschutzgesetzes an das Tierseuchengesetz diskutiert und zudem aufgezeigt, dass eine gestaffelte Entschädigung als umweltpolitisches Instrument zur Förderung und Erhaltung einer nachhaltigen Waldwirtschaft fungieren kann.

Schlussbemerkungen

In den Schlussbemerkungen werden weitere thematische Anstöße für zukünftige Arbeiten in diesem interessanten Forschungsfeld gegeben. Neben einer kritischen Beleuchtung der rechtlichen Definitionen hinsichtlich „heimischer“, „gebietsfremder“ und „invasiver“ Arten und der Darstellung möglicher Konfliktpotentiale verschiedener Interessensgruppen wird zu der Kritik an Modellen Stellung genommen, generelle Managementempfehlungen nach dem Vorsorgeprinzip umrissen und auf die Bewahrung der Dynamik von Ökosystemen hingewiesen.

NATURWISSENSCHAFTLICHE BEGRIFFSBESTIMMUNGEN

(vgl. Holljesiefken 2007, S. 7-20; Kowarik 2010, S. 17-23)

Heimische Art

Synonyme: gebietseigene Art, standortheimische Art, indigene Art

engl.: native species, indigenous species

Für ein Gebiet einheimisch gilt aus ökologischer Sicht eine Art, die sich dort selbstständig entwickelt hat oder unabhängig vom Menschen dorthin eingewandert ist.

Gebietsfremde Art

Synonyme: nichtheimische Art, standortfremde Art, Hemerochoren, Neobiota

engl.: alien species, exotic species, non-indigenous species, non-native species

Als gebietsfremd wird eine Art bezeichnet, die mit direkter oder indirekter Hilfe des Menschen in ein Biotop gelangte oder gelangt.

Nach dem Zeitpunkt ihres Auftretens in einem Gebiet werden Neobiota in Achäophyten bzw. Archäozoen (Pflanzen bzw. Tiere, die vor dem Jahr 1492 auftraten) und Neophyten bzw. Neozoen (Pflanzen und Tiere, die nach dem Jahr 1492 auftraten und treten) untergliedert.

Invasive Art

engl.: invasive species

Hinsichtlich der Definition einer invasiven Art gibt es verschiedene Ansätze, denen unterschiedliche Blickwinkel zugrunde liegen.

Zusammengefasst und in dieser Arbeit als „invasive Art“ im naturwissenschaftlichen Sinne zu betrachten sind Organismen (Taxa, Arten, Unterarten, genetische Linien, Ökotypen usw.), die in sich eine potentiell weiträumige Verbreitung mit einem hohen ökologischen, zum Teil in Verbindung mit einem (hohen) ökonomischen, Schadpotential vereinen.

RECHTLICHE DEFINITIONEN

nach dem Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG), das am 1. März 2010 in Kraft getreten ist

Heimische Art

nach § 7 Abs. 2 Nr. 7 BNatSchG

„Eine wild lebende Tier- oder Pflanzenart, die ihr Verbreitungsgebiet oder regelmäßiges Wanderungsgebiet ganz oder teilweise a) im Inland hat oder in geschichtlicher Zeit hatte oder b) auf natürliche Weise in das Inland ausdehnt; als heimisch gilt eine wild lebende Tier- oder Pflanzenart auch, wenn sich verwilderte oder durch menschlichen Einfluss eingebürgerte Tiere oder Pflanzen der betreffenden Art im Inland in freier Natur und ohne menschliche Hilfe über mehrere Generationen als Population erhalten“.

Gebietsfremde Art

nach § 7 Abs. 2 Nr. 8 BNatSchG

„Eine wild lebende Tier- oder Pflanzenart, wenn sie in dem betreffenden Gebiet in freier Natur nicht oder seit mehr als 100 Jahren nicht mehr vorkommt“.

Invasive Art

nach § 7 Abs. 2 Nr. 9 BNatSchG

„Eine Art, deren Vorkommen außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebietes für die dort natürlich vorkommenden Ökosysteme, Biotope oder Arten ein erhebliches Gefährdungspotential darstellt“.

Literatur

- Araújo MB, Alagador D, Cabeza M, Nogués-Bravo D, Thuiller W, 2011. Climate change threatens European conservation areas. *Ecology Letters* 14, 484-492.
- Bidinger K, Lötters S, Rödder D, Veith M, 2010. Species distribution models for the alien invasive Asian Harlequin ladybird (*Harmonia axyridis*). *J. Appl. Entomol.* DOI: 10.1111/j.1439-0418.2010.01598.x
- Blackburn TM, Pyšek P, Bacher S, Carlton JT, Duncan RP, Jarošík V, Wilson JRU, Richardson DM, 2011. A proposed unified framework for biological invasions. *Trends Ecol. Evol.* 27, 333-339.
- Clout MN, Williams PA, (eds.) 2009. *Invasive species management – A handbook of principles and techniques.* Oxford University Press, New York.
- Davis MA, 2009. *Invasion Biology.* Oxford University Press, New York.
- Elith J, Graham CH, Anderson RP, Dudík M, Ferrier S, Guisan A., Hijmans RJ, Huettmann F, Leathwick JR, Lehmann A, Lohmann JLLG, Loiselle BA, Manion G, Moritz C, Nakamura M, Nakazawa Y, Overton JMM, Perterson AT, Phillips SJ, Richardson K, Scachetti-Pereira R, Shapire RE, Soberón J, Williams S, Wisz MS, Zimmermann NE, 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29, 129-151.
- Elith J, Kearney M, Phillips SJ, 2010a. The art of modelling range-shifting species. *Meth. Ecol. Evol.* 1, 330-342.
- Elith J, Phillips SJ, Hastie T, Dudlík M, Chee YE, Yates CJ, 2010b. A statistical explanation of Maxent for ecologist. *Diversity Distrib.* 1, 1-15.
- Hendler R, Rödder D, Veith M, 2010. Flexibilisierung des Schutzgebietsnetzes Natura 2000 vor dem Hintergrund des Klimawandels. *NuR* 32, 685-692.
- Holljesiefken A, 2007. Die rechtliche Regulierung invasiver gebietsfremder Arten in Deutschland – Bestandsaufnahme und Bewertung. *Natur und Recht Schriftenreihe.* Band 8, Springer, Berlin-Heidelberg.
- Hubo C, Jumpertz E, Krott M, Nockemann L, Steinmann A, Bräuer I. 2007. Grundlagen für die Entwicklung einer nationalen Strategie gegen invasive gebietsfremde Arten. *BfN Skripten* 213. [WWW Dokument: <http://www.bfn.de>, zuletzt aufgerufen am 21 November 2011].
- Hubo C, Krott M, 2010. Das Strategiepotehtial des neuen Bundesnaturschutzgesetzes zu invasiven gebietsfremden Arten. *NuR* 32, 698-705.
- Hulme PE, 2009. Trade, transport and trouble: managing invasive species pathways in an era of globalisation. *J. Appl. Ecol.* 46, 10-18.
- Hulme PE, Bacher S, Kenis M, Klotz S, Kühn I, Minchin D, Nentwig W, Olenin S, Panov V, Pergl J, Pyšek P, Roques A, Sol D, Solarz W, Vilà M, 2008. Grasping at the routes of biological invasions: a framework for integrating pathways into policy. *J Appl. Ecol.* 45, 403-414.
- Hutchinson GE, 1957. Concluding Remarks. *Cold Spring Harbour Symposia on Quantitative Biology* 22, 415-427.
- Jeschke JM, Strayer DL, 2005. Invasion success of vertebrates in Europe and North America. *P.N.A.S.* 102, 7198-7202.
- Keller RP, Lodge DM, Lewis MA, Shogren JF, (eds.) 2009. *Bioeconomics of invasive species.* Oxford University Press, New York.
- Kettunen M, Genovesi P, Gollasch S, Pagad S, Starfinger U, ten Brink P, Shine C, 2009. Technical support to EU strategy on invasive species (IAS) – Assessment of the impacts of IAS in Europe and the EU. Final report for the European Commission. Institute for European environmental Policy (IEEP), Brussels, Belgium. 44 pp.
- Kimberling DN 2004. Lessons from history: predicting successes and risks of intentional introductions for arthropod biological control. *Biol. Invasions* 6, 301-318.
- Kokott J, Klaphake A, Marr S, 2003. Ökologische Schäden und ihre Bewertung in internationalen, europäischen und nationalen Haftungssystemen – eine juristische und ökonomische Analyse. Kurzfassung. *Berichte des Umweltbundesamtes* 3/03,

- Erich Schmidt Verlag, Berlin. 36 S.
- Kommission der Europäischen Gemeinschaft (KOM), 2008. Mitteilung der Kommission an den Rat, das Europäische Parlament, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen. Hin zu einer EU-Strategie für den Umgang mit invasiven Arten. [SEK(2008) 2887 und SEK(2008) 2886], KOM (2008) 789 endgültig, Brüssel 03.12.2008. [WWW Dokument:<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=COM:2008:0789:FIN:DE:PDF>, zuletzt aufgerufen am 15 Dezember 2011].
- Kowarik I, 2010. Biologische Invasionen Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa. 2. Auflage. Eugen Ulmer, Stuttgart.
- Lockwood JL, Cassey P, Blackburn T, 2005. The role of propagule pressure in explaining species invasions. *Trends Ecol. Evol.* 20, 223-228.
- Mack RN, Simberloff D, Lonsdale WM, Evans H, Clout M, Bazzaz FA, 2000. Biotic Invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecol. Appl.* 10, 689-710.
- Mateo RG, Croat TB, Felicísimo AM, Munoz J, 2010. Profile or group discriminative techniques? Generating reliable species distribution models using pseudo-absences and target-group absences from natural history collections. *Divers. Distrib.* 16, 84-94.
- McGill BJ, 2010. Matters of scale. *Science* 328, 30 April 2010.
- McKinney ML, 2006. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biol. Conserv.* 127, 247-260.
- McKinney ML, Lockwood JL, 1999. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *T.R.E.E.* 14, 450-453.
- Nentwig W, (ed.) 2008. Biological invasions. *Ecological Studies* 193. Springer, Berlin-Heidelberg.
- Olenin S, Didziulis V, 2009. Introduction to the list of alien taxa. In: *DASIE _Handbook of alien species in Europe*. Springer, Dordrecht. pp. 129-132.
- Pearson RG, Dawson TP, 2003. Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? *Global Ecol. Biogeogr.* 12, 361-371.
- Pearson RG, Raxworthy CJ, Nakamura M, Peterson AT, 2007. Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *J. Biogeogr.* 34, 102-117.
- Perrings C, Mooney H, Williamson M, (eds.) 2010. *Bioinvasions & globalization – ecology, economics, management, and policy*. Oxford University Press, New York.
- Phillips SJ, Anderson RP, Schapire RE, 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecol. Model.* 190, 231-259.
- Phillips SJ, Dudík M, 2008. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and comprehensive evaluation. *Ecography* 31, 161-175.
- Pimentel D, Lach L, Zuniga R, Morrison D, 2000. *The economics of biological invasions* Elgar, Cheltenham.
- Pyšek P, Richardson DM, Jarošík V, 2006. Who cites who in the invasion zoo: insights from an analysis of the most highly cited papers in invasion ecology. *Preslia* 78, 437-468.
- Rebelo H, Jones G, 2010. Ground validation of presence-only modelling with rare species: a case study on barbastelles *Barbastella barbastellus* (Chiroptera: Vespertilionidae). *J. Appl. Ecol.* 47, 410-420.
- Richardson DM, Pyšek P, 2008. Fifty years of invasion ecology: The legacy of Charles Elton. *Diversity Distrib.* 14, 161-168.
- Rödger D, 2009. How to predict the future? On niches and potential distributions of amphibians and reptiles in a changing climate. Elektronisch publizierte Dissertation. [WWW Dokument: http://hss.ulb.uni-bonn.de/diss_online, zuletzt aufgerufen am 05 Oktober 2011].
- Shine C, Kettunen M, Genovesi P, Essl F, Gollasch S, Rabitsch W, Scalera R, Starfinger U, ten Brink P, 2010. Assessment to support continued development of the EU Strategy

- to combat invasive alien species. Final Report for the European Commission. Institute for European Environmental Policy (IEEP). Brussels, Belgium. 289 pp.
- Shine C, Kettunen M, ten Brink P, Genovesi P, Gollasch S, 2009. Technical support to EU strategy on invasive species (IAS) – Recommendations on policy options to control the negative impacts of IAS on biodiversity in Europe and the EU. Final report for the European Commission. Institute for European Environmental Policy (IEEP). Brussels, Belgium. 35 pp.
- Shine C, Williams N, Gündling L, 2000. A guide to designing legal and institutional frameworks for alien invasive species. IUCN. Gland (Switzerland), Cambridge and Bonn. Xvi+ 138 S.
- Soberón J, Peterson AT, 2005. Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. *Biodiversity Informatics* 2, 1-10.
- Thomas CD, Cameron A, Green RE, Bakkenes M, Beaumont LJ, Collingham YC, Erasmus BFN, Siqueira MF, Grainger A, Hannah L, Hughes L, Huntley B, VanJaarsveld AS, Midgley GF, Milles L, Ortega-Huerta MA, Peterson AT, Phillips OL, Williams SE, 2004. Extinction risk from climate change. *Nature* 427, 145-148.
- Thuillier W, Lavergne S, Roquet C, Boulangéat I, Lafourcade B, Araujo MB, 2011. Consequences of climate change on the tree of life in Europe. *Nature* 470, 531-534.
- Williamson MH, Fitter A, 1996. The characters of successful invaders. *Biol. Conserv.* 78, 163-170.

Harmonia axyridis

—

DER ASIATISCHE MARIENKÄFER



CHAPTER 1

SPECIES DISTRIBUTION MODELS

FOR THE ALIEN INVASIVE **ASIAN HARLEQUIN LADYBIRD**

(Harmonia axyridis)

Abstract

The Asian Harlequin ladybird (*Harmonia axyridis*) is a globally invasive alien species. We developed Species Distribution Models (SDMs) aiming at an explanation of the observed native and invasive distributions and the prediction of the species' potential distribution. SDMs were built based on bioclim parameters with Maxent (*i*) on known native occurrence only (SDM_{nat}), (*ii*) on known European invasive occurrence only (SDM_{inv}) and (*iii*) by combining both previous approaches (SDM_{all}). Results indicate that SDM_{inv} match the observed European invasive range better than SDM_{nat} or SDM_{all}. The origin of Asian founders in Europe remains unknown. SDM_{inv} highlighted a restricted area in China which may represent the region of origin of the European Harlequin ladybird, leaving the possibility of within-species climate niche variation. As a result, when targeting the worldwide potential of invasiveness of *H. axyridis*, SDM_{all} may reveal maximum results uncovering the species' potential distribution. These results have to be seen in the framework of conceptual problems and pitfalls when generating SDMs including niche definition, niche shift, sampling bias, biological importance of predictors and model transferability uncertainties.

1.1 Introduction

Invasive alien species are of major concern in conservation biology, agriculture and for the human society, as they may successfully compete with native species, negatively influence crop production and cause health problems (e.g. Davis 2009; Mack et al. 2000; Mooney and Cleland 2001; Nentwig 2008). One of the ‘worst’ invasive alien species, in particular in North America and western Europe, is the Asian Harlequin ladybird, *Harmonia axyridis* (Pallas) (Delivering Alien Invasive Species In Europe, <http://www.europe-aliens.org/>, accessed 5 July 2010; IUCN Invasive Species Specialist Group, <http://www.issg.org>, accessed 18 August 2010). It was introduced into European greenhouses in 1982 from an unknown locality in China for biological pest control (Ongagna et al. 1993). Since the 1990s, the Harlequin ladybird has remarkably dispersed and has established reproducing populations in the wild in at least 13 western European countries (Brown et al. 2008; Poutsma et al. 2008) (Fig. 1.1). Invasive *H. axyridis* are reported to negatively influence populations of native ladybirds as well as of butterflies and lacewings (Koch 2003). An economical impact has been documented for viticulture; vine can be polluted by only a few Harlequin ladybirds per litre that accidentally got into the production process. Also, human health problems caused by the beetle have been suggested including an allergic rhinoconjunctivitis to the yellow-orange body fluid of *H. axyridis* (Koch 2003 and references therein; van Lenteren et al. 2008).

Correlation-based Species Distribution Models (SDMs), processing ecological information at known species’ presence, are a helpful tool for a better understanding and management of invasive alien species (e.g. Bomford et al. 2009; Jeschke and Strayer 2008; Peterson and Vieglais 2001). They can be used to determine species’ spatial native and invasive delimitations (i.e. the potential distribution), possible dispersal routes and overlap with native species, both in geographical and ecological space (e.g. Jeschke and Strayer 2008; Peterson and Vieglais 2001). However, their reliability depends on an detailed knowledge on the target species’ ecology, as demonstrated by Rödder and Lötters (2009) and Rödder et al. (2009). Also the ecological niche concept behind SDMs, especially the distinction between the realized and fundamental niches (Hutchinson 1978, Soberon and Peterson 2005, Soberon 2007), are essential towards successful modelling. Commonly, SDMs capture only part of both the species’ realized and fundamental niches and their transferability into another space may be affected by uncertainties. Furthermore, the climatic properties of a species’ realized niche may locally differ due to differences in limiting ecological factors. Hence, different parts of the species’ fundamental niche may be realized in different areas (Rödder and Lötters 2010; Soberón 2007; Soberón and Peterson 2005).

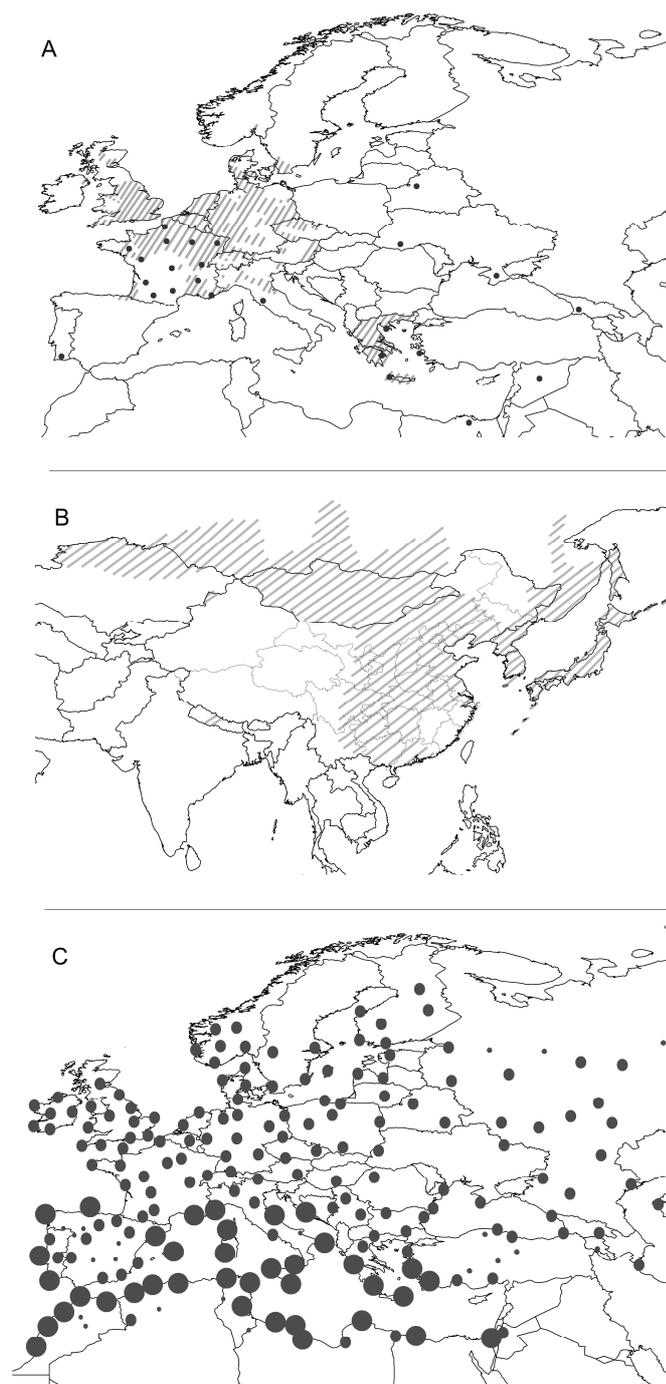


Figure 1.1: Distributions of the Harlequin ladybird: (A) known invasive range in Europe (hatched) with localities of known releases (dots) (after Brown et al. 2008; Burgio et al. 2008; Poutsma et al. 2008; <http://www.gbif.org>; <http://www.europe-aliens.org/>; http://pagesperso-orange.fr/vinc.ternois/cote_nature/Harmonia_axyridis/; <http://www.harlequin-survey.org/#>; http://www.inbo.be/content/page.asp?pid=EN_FAU_INS_LAD_DIS_start; <http://www.cabi-e.ch/harmonia/deutch.html>; all accessed 15 July 2010); (B) known native range in Asia including areas of supposed occurrence, especially in the northern regions (after Koch 2003; Komai et al. 1950; Poutsma et al. 2008); (C) illustration of the results of the CLIMEX European distribution model of Poutsma et al. (2008; Fig. 1.6) with larger items indicating higher suitability.

Further difficulties may be related to uncertainties when projecting SDMs into different ecological spaces with varying correlation matrices among predictors or values outside the calibration range of the model (e.g. Fitzpatrick and Hargrove 2009; Peterson and Nakazawa 2008). Moreover, shifts of the species' niche may occur outside its native range (Broennimann et al. 2007; Fitzpatrick et al. 2007, 2008; Medley 2010; Pearman et al. 2008).

Poutsma et al. (2008) developed a worldwide climate-based SDM for the Harlequin ladybird based on climatic parameters recorded at meteorological stations within its native Asian distribution (i.e. from Russia to southern China and from the Altai mountains to Japan; Fig. 1.1B). The derived potential invasive distribution in Europe identified highest climatic suitability in southern Europe. This does not meet the situation observed in the wild, however, as in southern European countries only few Harlequin ladybird populations have established despite multiple releases (Fig. 1.1A). In contrast, more northern regions of western Europe, in which *H. axyridis* actually has established reproducing populations, were suggested to be less suitable in the SDM of Poutsma et al. (2008) (Fig. 1.1C). Different 'pitfalls' may explain the mismatch including the little studied CLIMEX modelling approach used by Poutsma et al. (2008), e.g. sample bias or ecological parameter choice for model building (e.g. Franklin 2010; Rödder et al. 2009). Another problem are SDM transferability uncertainties due to possible niche shifts during biological invasion or within-species differences in the fundamental niche among populations (Franklin 2010; Rödder et al. 2009; Rödder and Lötters 2010).

With the goal to further investigate predicted potential and observed distributions of *H. axyridis* in Europe, we, instead of using climate data from meteorological stations all over the suggested native range and so ignoring regional climate conditions, developed SDMs using laminary 'bioclim' parameters. These are more suitable when creating SDMs as they are independent from latitudinal influence to climate (Beaumont et al. 2005; Busby 1991). Model building was performed with the widely used Maxent software (e.g. Elith et al. 2006; Elith and Leathwick 2009; Mateo et al. 2010), a machine-learning algorithm applying the principles of maximum entropy as described by Jaynes (1957). The reliability of the SDM results obtained via Maxent models has been confirmed by its good capacity to predict novel presence localities when geographic sampling is poor (Pearson et al. 2007) and the outcome of introductions of invasive alien species outside the native range (Peterson and Vieglais 2001; Rödder 2009; Rödder and Lötters 2009, 2010; Rödder et al. 2008). Also Maxent is a presence-only approach working with background pseudo-absence instead of observed absence. This is recommended when assessing potential distributions (Elith et al. 2010; Franklin 2010). To also address the potential problem of model transferability as a result of niche shift or within-species differences in the fundamental niche we developed different SDMs from *H. axyridis*. In this study we compare SDMs (i) based on native records only,

(ii) based on invasive European records only and (iii) based on combined known native and European invasive records. In a subsequent step, we project SDMs onto the entire world to appreciate the global risk emanated from the Harlequin ladybird.

1.2 Material and methods

Presence records of *H. axyridis* were compiled from Burgio et al. (2008), Komai et al. (1950), Poutsma et al. (2008) and online sources (<http://www.gbif.org>; http://pagesperso-orange.fr/vinc.ternois/cote_nature/Harmonia_axyridis/; <http://www.harlequin-survey.org/#>; http://www.inbo.be/content/page.asp?pid=EN_FAU_INS_LAD_DIS_start; <http://www.cabi-e.ch/harmonia/deutch.html>; latest accessed 20 July 2010). For georeferencing, DIVA-GIS 7.1.6 (Hijmans et al. 2001; <http://www.diva-gis.org>, downloaded 1 October 2009), the Global Gazetteer, version 2.2 (<http://www.fallingrain.com/world/>, accessed 20 January to 20 February 2010) and the BioGeoMancer (<http://bg.berkeley.edu/latest/>, accessed 20 January to 20 February 2010) were used. Accuracy of coordinates was assessed with DIVA-GIS.

Of the 231 records, 60 were situated in the native range and 171 were attributed to invasive alien populations in Europe (Appendix 1); suitable New World records were not available. Likewise, the suggested Asian natural distribution (Fig. 1.1B after Koch 2003; Komai et al. 1950; Poutsma et al. 2008) is poorly reflected within our samples. Moreover, presence records a priori were not spatially well concerted, leaving the problem of sample selection bias likely violating SDM assumptions (e.g. Dormann et al. 2007). To account for this, we extracted all bioclim values at records with DIVA GIS and performed a cluster analysis based on Euclidean distances in climate space with Addinsoft XLSTAT 2009 (<http://www.xlstat.com>, downloaded 6 May 2009). When the number of records in one class was >1 , a single record was randomly chosen and used for further model computation. The final data set comprised 40 classes for native SDMs (SDM_{nat}), 85 for the European invasive SDMs (SDM_{inv}) and 100 for the approach combining known native and invasive occurrences (SDM_{all}).

Using DIVA GIS, we generated 19 bioclim parameters (Beaumont et al. 2005) in the manner of Busby (1991). For this, the WorldClim version 1.4 data set was used, which is based on weather conditions recorded 1950-2000 and subsequently interpolated to a grid cell resolution of 2.5 arc minutes (Hijmans et al. 2005; <http://www.worldclim.org>, downloaded 23 October 2009).

Multicollinearity among ecological predictors may hamper the transferability of SDMs over space (Heikkinnen et al. 2006). To address this issue, we computed a pair-wise Pearson correlation matrix with XLSTAT using bioclim values at all occurrences of *H. axyridis* in Asia and Europe. This way, we identified highly correlated parameters

($R^2 > 0.75$), of which the expectedly less informative one was always removed. Ten remaining bioclim parameters, best describing the availability of water and energy, were subsequently processed: ‘annual mean temperature’ (BIO 1), ‘isothermality’ (i.e. mean monthly temperature range/temperature annual range * 100) (BIO 3), ‘maximum temperature of the warmest month’ (BIO 5), ‘minimum temperature of the coldest month’ (BIO 6), ‘temperature annual range’ (BIO 7), ‘mean temperature of the wettest quarter’ (BIO 8), ‘mean temperature of the driest quarter’ (BIO 9), ‘precipitation seasonality’ (BIO 15), ‘precipitation of the wettest quarter’ (BIO 16) and ‘precipitation of the driest quarter’ (BIO 17).

To test whether *H. axyridis* populations exploit the entire available bioclim range in their native and alternatively their invasive range or if they realize just part of it, we created box plots of the 10 input bioclim parameters in three different ways based on (i) Maxent model output statistics with regard to the variable contributions for each model run; (ii) bioclim data extracted with DIVA GIS from *H. axyridis* records in Europe and Asia; (iii) climate conditions at randomly chosen points in the background areas used for model building. For the last mentioned, bioclim values at 1.000 randomly chosen points were extracted with the Hawth's Tool for ArcMap (<http://www.spatial ecology.com/htools>, downloaded 15 September 2009).

Maxent 3.3.1 (Phillips et al. 2006; <http://www.cs.princeton.edu/~shapire/maxent>, downloaded 1 February 2010) was used for SDM processing in order to assess the worldwide potential distribution of *H. axyridis* or its particular geographic subsets. Default settings with automatic ‘clamping’ were used and, as suggested by Phillips and Dudík (2008), the logistic output format (suitability values ranging 0 to 1, i.e. unsuitable to optimal) was applied. In each model run, 10.000 random background points were automatically taken as pseudo-absence from within an area covering and including the native and invasive records, respectively (Mateo et al. 2010). Due to the sample bias in the species’ native geographic range, no minimum convex polygon could be used in Asia to define the spatial extent of suitable background. Hence, for comparability in Europe and Asia, rectangular boxes were drawn around the known ranges, including the presence points, as boundaries for model backgrounds. The box in Europe was used as the background for SDM_{inv} and likewise that in Asia for SDM_{nat} . For the model generated with all known records from Asia and Europe (SDM_{all}), we used the combined backgrounds of SDM_{inv} and SDM_{nat} . Coordinates of the remaining species localities were used as presence records for model computation and the remaining bioclim parameters as climate data.

Maxent allows for model testing by calculation of the Area Under the Curve (AUC), referring to the Receiver Operation Characteristic curve (ROC) (Hanley and McNeil 1982; Heikkinen et al. 2006; Nemes and Hartel 2010). For this purpose, 25 % of the input species

records were randomly set aside as test points while the remaining ones were actively involved in the modelling process for training. This procedure was repeated 50 times and subsequently, averages of the predictions were computed for further processing. AUC as a non-parametric method is recommended in ecological studies (Pearce and Ferrier 2000). Its values range 0.5-1.0, i.e. random to perfect model prediction (Swets 1988). For further interpretation, ROC plots were generated in DIVA-GIS (note that AUC scores are slightly differently computed in Maxent and DIVA-GIS). Additionally, we present the respective sensitivity and specificity rates indicating relative omission and commission errors of the SDMs and their projections. For the calculation of the specificity rate and the ROC plots in DIVA-GIS, the Hawth's Tool was used to generate 10.000 randomly distributed pseudo-absence points within the model backgrounds, respectively. The probability values suggested by Maxent for both presence and absence points were used to compute the ratios.

1.3 Results

Exploitation of available and occupied bioclimatic ranges in SDMs

Figure 1.2 compares the Maxent variable contributions for each of the SDMs. Accordingly the 'precipitation of the driest quarter' (BIO17) had the highest predictive power in all SDMs, especially in the SDM_{all} . This implies that water availability during drier periods is crucial for the establishment of reproducing population in the Harlequin ladybird (see Poutsma et al. 2008). Differences in variable contributions to SDMs were related to 'the minimum temperature of the coldest month' (BIO6), 'the mean temperature of the driest quarter' (BIO9), 'the annual mean temperature' (BIO1) and 'isothermality' (BIO3).

Figure 1.3 shows box plots for bioclim variables generated from species localities and background points in Europe and Asia. When comparing the box plots for European invasive records to those for the native records, all of them (except BIO 17) were clearly different in value spans suggesting differences in realized niches. In addition, value spans of the native and invasive background box plots were in eight of ten cases quite different, representing different available climate conditions in Europe and Asia, respectively.

When Comparing the box plots for the bioclim parameters with the highest contributions to the model runs with the others, ranges at species records were more similar, even though the box plot ranges of the background points were quite different. This suggests a relatively high importance of these bioclim conditions for the persistence of the Harlequin ladybird, e.g. 'conservative' variables (in comparison to more 'relaxed' variables) and active habitat choice if available climate conditions are limited (e.g. compare 'mean temperature of the driest quarter' (BIO9) in Figs. 1.2 and 1.3 for the SDM_{nat}).

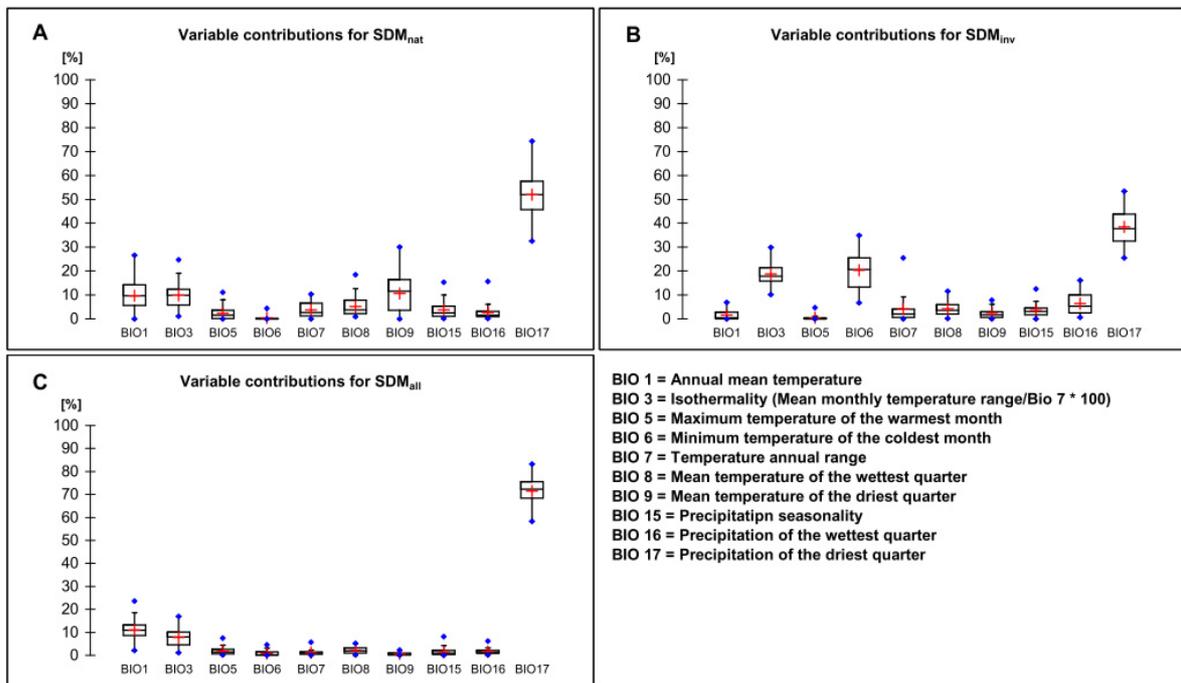


Figure 1.2: Relative contributions of 10 bioclim input variables to the Maxent SDMs for (A) the model built with records from the native range in Asia (SDM_{nat}), (B) the model built with records from the invasive range in Europe (SDM_{inv}) and (C) for the model built with records from the native Asian and European invasive ranges combined (SDM_{all}).

In six of the ten bioclim variables, the box plots for the European invasive records fell within the range of those of the native background, but – in contrast – did not overlap with those of the native records. Furthermore, all ranges of background box plots were similar to or exceeded those of the corresponding box plots of bioclim variables at species records, despite the 'precipitation of the driest quarter' (BIO17). These observations reflect a bias related to the poor sampling in the Harlequin ladybird's native Asian range, especially to the North and South-East China, as mentioned above (Figs. 1.1B and 1.4D).

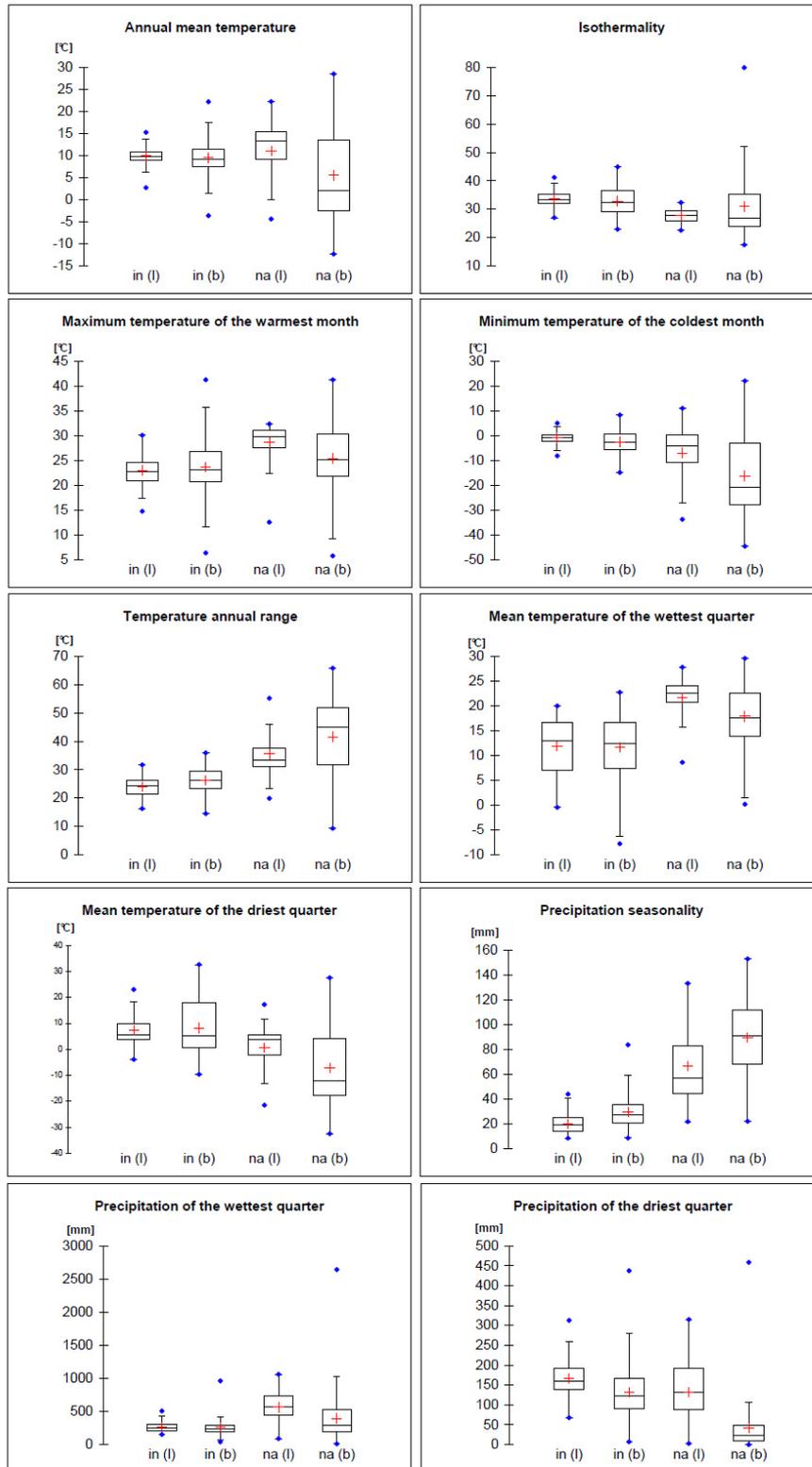


Figure 1.3: Box plots for 10 bioclim input variables for SDM building based on the bioclim data extracted in DIVA GIS, for: in (l) = invasive localities in Europe, in (b) = 1.000 randomly chosen points within the European invasive background area used for model runs, na (l) = native localities in Asia, na (b) = 1.000 randomly chosen points within the Asian native background area used for model runs.

Potential distribution in native and invasive geographic ranges based on native presence data

For the SDM_{nat} (Fig. 1.4), we received AUCs ranging 0.82-0.99 (average 0.932) (see Fig. 1.5 for ROC plots) and a sensitivity rate of 97.50 % and a specificity rate of 25.85 % (both: related to the minimum training logistic threshold, Tab. 1.1). It is noteworthy, that the known native range was not entirely predicted by the model (compare Figs. 1.1B and 1.4D). This is especially true for the northern parts from where exact records are sparse and hence did not influence the model building process. With regard to regions of known biological invasion, Europe was suggested to be largely suitable to *H. axyridis* (Fig. 1.4C), including parts of the Iberian peninsula, southern Italy, some islands in the Mediterranean Sea and large parts of western Europe where the species is not invasive (Fig. 1.1A). In North America, almost the entire invasive range was predicted as suitable (compare Figs. 1.4B and 1.6A), except some regions in eastern Canada, Florida, on the US West coast and Central Mexico. Regarding South-America, regions in the South-East are predicted as suitable as well as a small portion of Chile (Fig. 1.6A).

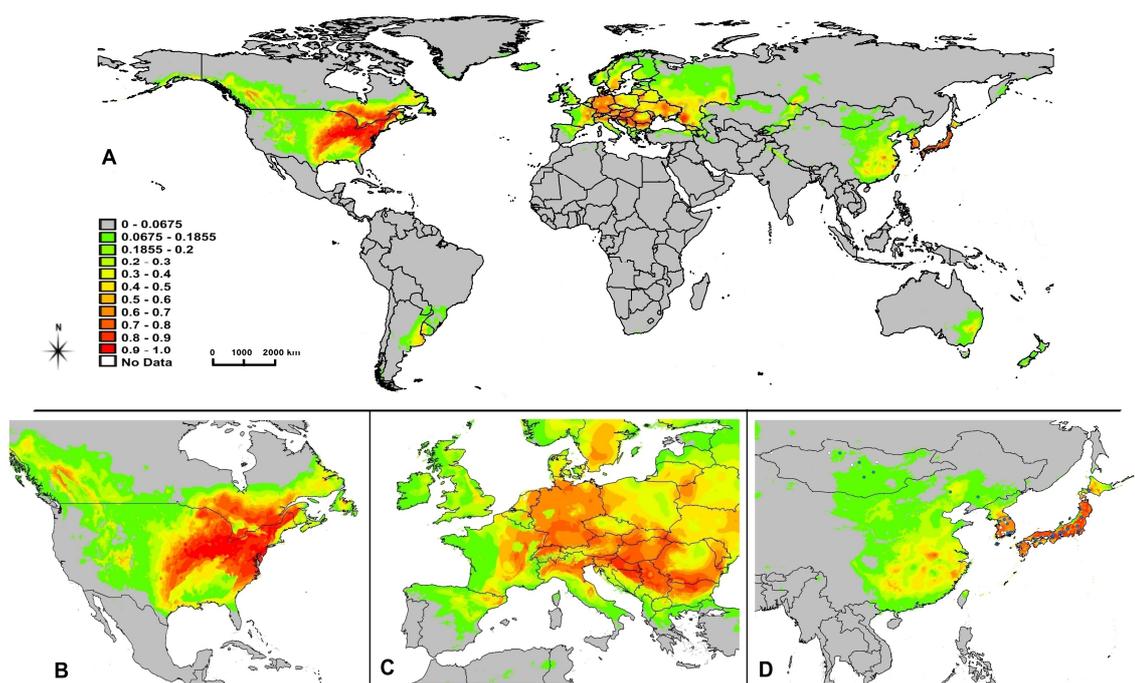


Figure 1.4: (A) Mapped global output of the Maxent SDM_{nat} for the Harlequin ladybird based on bioclim parameters at records from the native Asian range, with (B) North America, (C) Europe and (D) Asia enlarged. Warmer colours suggest higher suitability to the modelled species (Phillips et al. 2006). The legend includes ‘grey’, indicating unsuitable areas and ‘dark green’ giving the value range between the minimum and the 10 % training presence logistic threshold for the average input presence data; after that the modelled suitability gives 10 % steps up to the value of 1 (‘dark red’). Records of the study organism in the native distribution are indicated by dots; blue ones indicate the 40 residual localities used for model building after cluster analysis (see text).

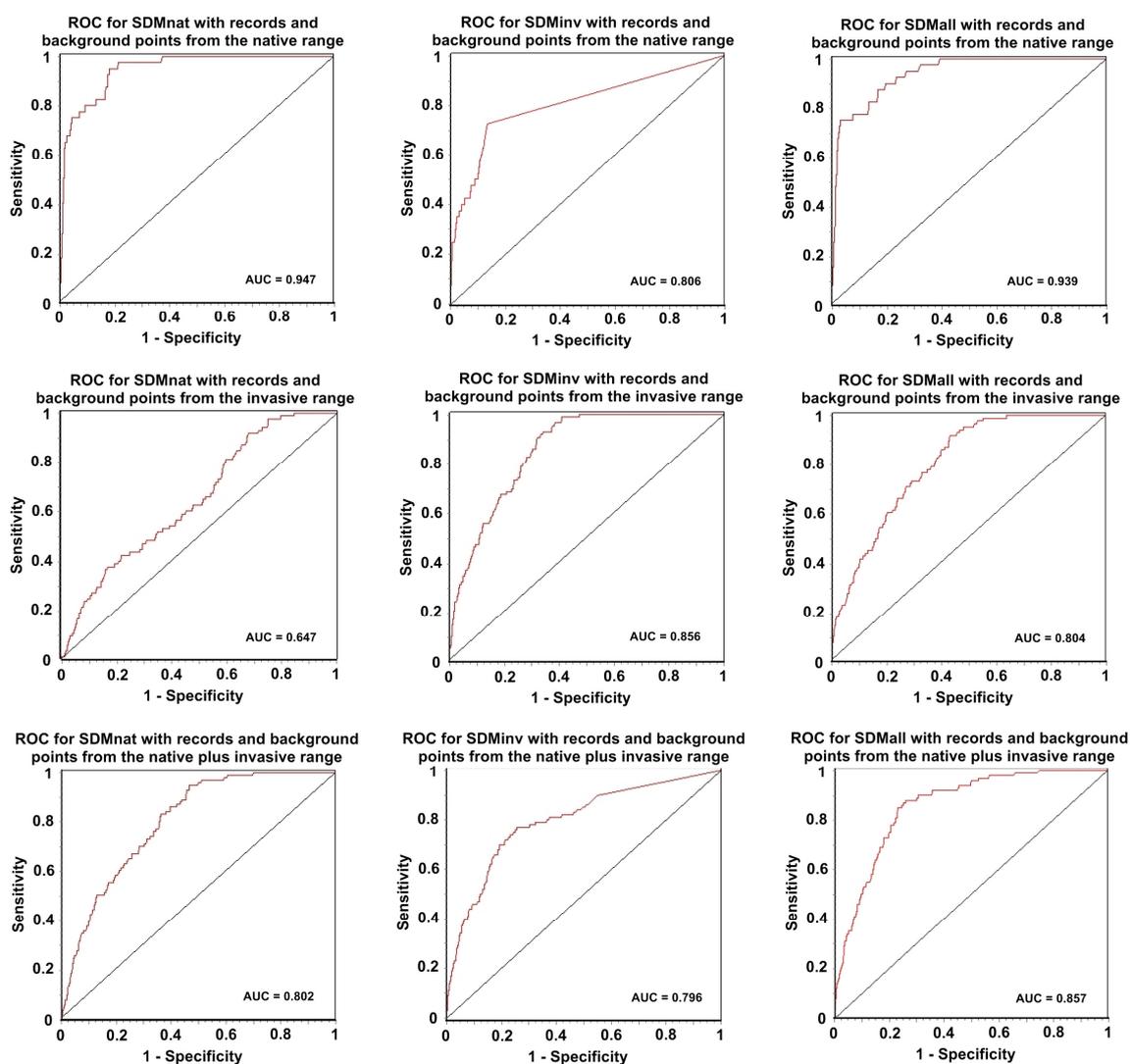


Figure 1.5: Crosswise ROC plots for SDM_{nat} , SDM_{inv} and SDM_{all} based on presence (native, European-invasive and native plus European-invasive, respectively) and 10.000 pseudo-absence background points, respectively. Curves close to the diagonal line indicate a model performance close to random and curves approximating the upper left corner of the plot indicate a higher predictive power of the model.

Table 1.1: Sensitivity and specificity rate, e.g. omission and commission errors, for the SDM_{nat} , the SDM_{inv} and the SDM_{all} . Sensitivity is defined as the ratio of positive sites correctly predicted over the total number of positive sites in the sample, while specificity is the ratio of negative sites correctly predicted over the total number of negative sites.

	Sensitivity [%]			Specificity [%]		
	SDMnat	SDMinv	SDMall	SDMnat	SDMinv	SDMall
Min	97,50	100,00	99,00	25,85	51,75	31,24
10%	82,50	87,06	88,00	86,94	68,48	70,54

Note: The rate of specificity is based on 10.000 pseudo-absence points, generated within the background areas, respectively. The probability that this area covers locations of occurrence of the beetle is therefore not reduced to zero, leading to the opportunity that a probably higher rate of specificity may occur, which does not correspond to the quality of model output.

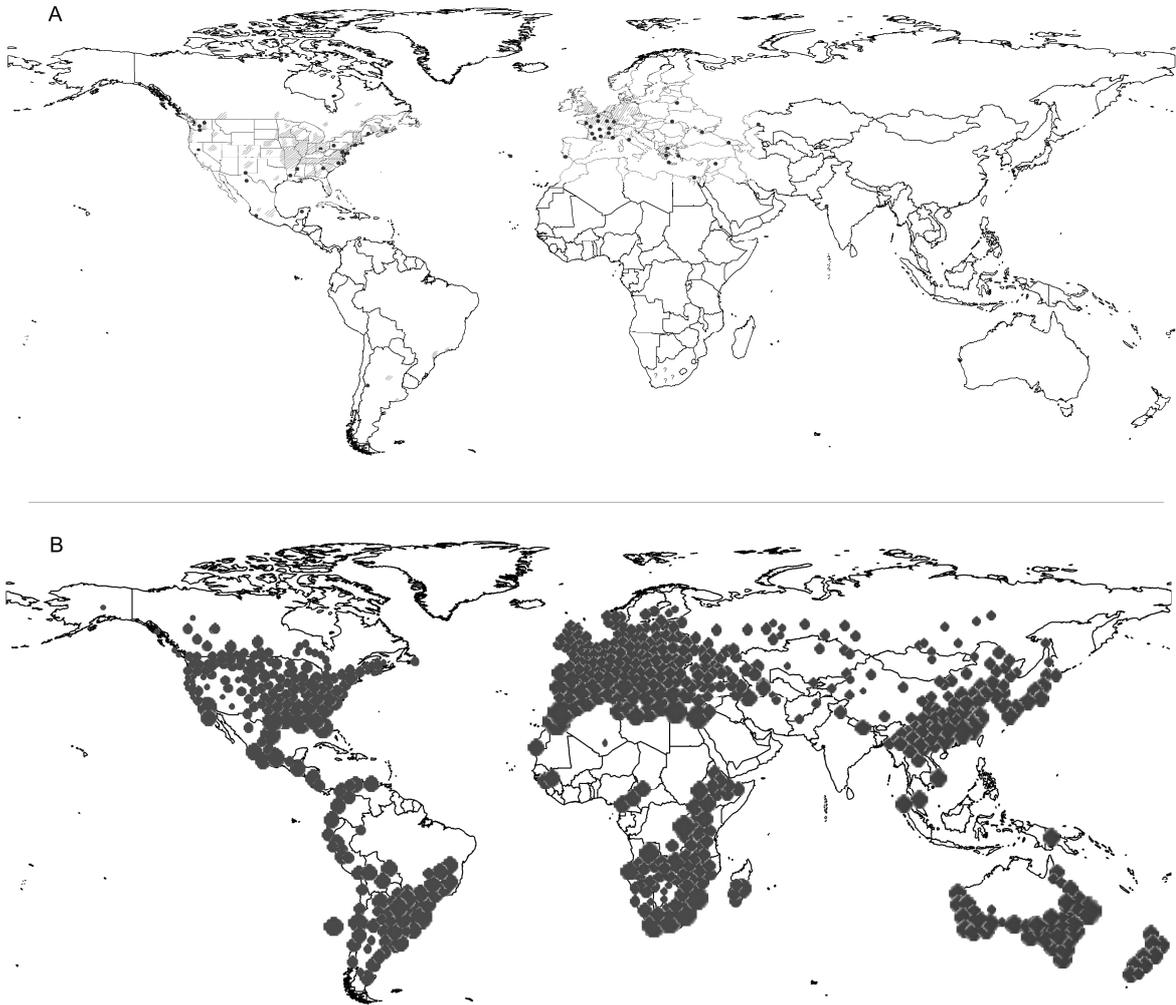


Figure 1.6: (A) Worldwide invasive distribution of the Harlequin ladybird: known range (hatched), possible range (question marks) and localities plus areas of known releases (dots) (after Brown et al. 2008; Burgio et al. 2008; Poutsma et al. 2008; <http://www.gbif.org>; <http://www.europe-aliens.org/>; http://pagespersoorange.fr/vinc.ternois/cote_nature/Harmonia_axyridis/; <http://www.harlequin-survey.org/#>; http://www.inbo.be/content/page.asp?pid=EN_FAU_INS_LAD_DIS_start; <http://www.cabi-e.ch/harmonia/deutch.html>; all accessed 15 July 2010); (B) reproduction of the results of the CLIMEX global distribution model of Poutsma et al. (2008: Fig. 3) with larger items indicating higher suitability.

Potential distribution in native and known invasive geographic ranges based on European invasive presence data

The SDM_{inv} (Fig. 1.7) revealed lower AUCs as the SDM_{nat} , ranging 0.75-0.88 (average 0.82). For the corresponding ROC plots see Figure 1.5. A sensitivity rate of 100 % and a specificity rate of 51.75 %, both related to the minimum training logistic threshold, were reached for this SDM (Tab. 1.1). As shown in Figure 1.7C, this SDM characterized a large portion of western lowland Europe as most suitable to the Harlequin ladybird including much of Britain, Ireland, Benelux, France, Switzerland, Italy, Germany and adjacent parts of Czech Republic, Austria and northern Spain. In addition, the region adjacent to the East coast of the Adriatic Sea and small areas adjacent to the Black Sea tended to be suitable to Harlequin ladybird invasions. In North America, only the East Coast was predicted to be suitable to *H. axyridis* (Fig. 1.7B) and in South-America only parts in Uruguay. Regarding the native range in Asia, only small areas in southern China and Japan (Fig. 1.7D) were suggested as suitable for the beetle.

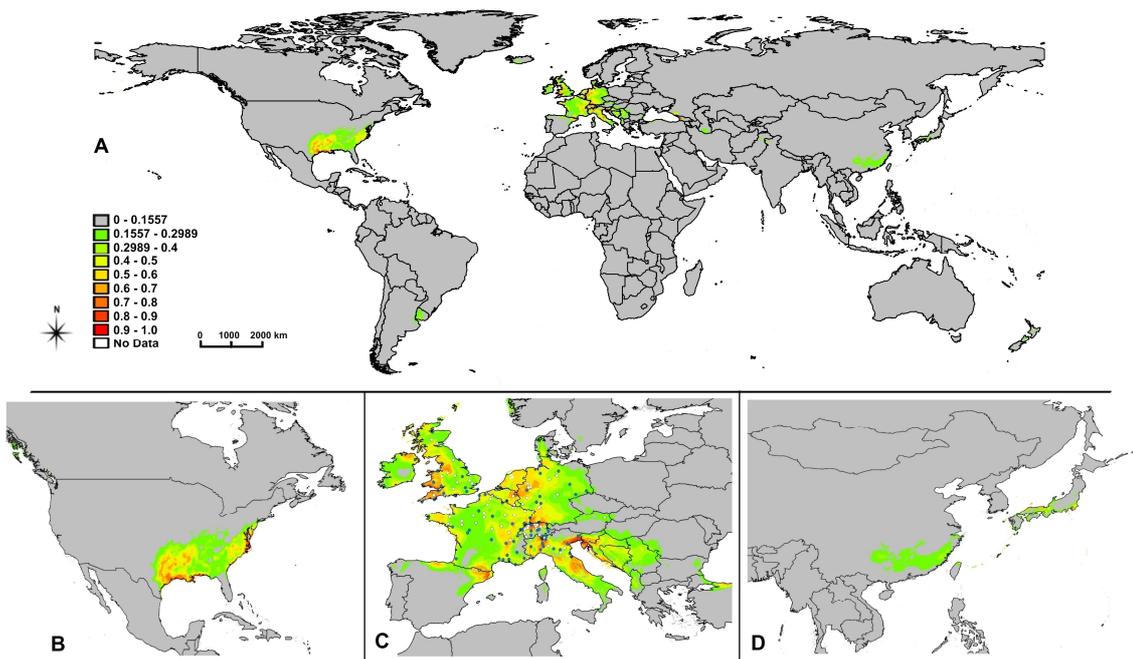


Figure 1.7: (A) Mapped global output of the Maxent SDM_{inv} for the Harlequin ladybird based on bioclim parameters at records from the European invasive range, with (B) North America, (C) Europe and (D) Asia enlarged. For legend see Figure 4. Records of the target species in the European invasive distribution are represented by dots; blue indicates the 85 residual localities used for model building after cluster analysis (see text).

Worldwide potential distribution based on all presence data

The SDM_{all} gathered AUCs with range 0.81-0.96 (average = 0.92). The related ROC plots are shown in Figure 1.5. This SDM uncovered a sensitivity rate of 99.00 % and a specificity rate of 31.24 %, which are both related to the minimum training logistic threshold (Tab. 1.1). The suggested worldwide potential geographic range, i.e. spatial invasive potential, of *H. axyridis* is illustrated in Figure 1.8. All regions identified as suitable to the study organism in SDM_{nat} and SDM_{inv} were mapped likewise as suitable to it. Furthermore, additional regions in North America (compare Figs. 1.4B and 1.7B with 1.8B), southern Europe and parts of northern Africa (compare Figs. 1.4C and 1.7C with 1.8C) were identified as suitable to the Harlequin ladybird. Moreover, the area which is very likely naturally inhabited by the species in the North of Asia (Fig. 1.1B) and not predicted by SDM_{nat} and SDM_{inv} was included as part of its potential distribution (Fig. 1.8D).

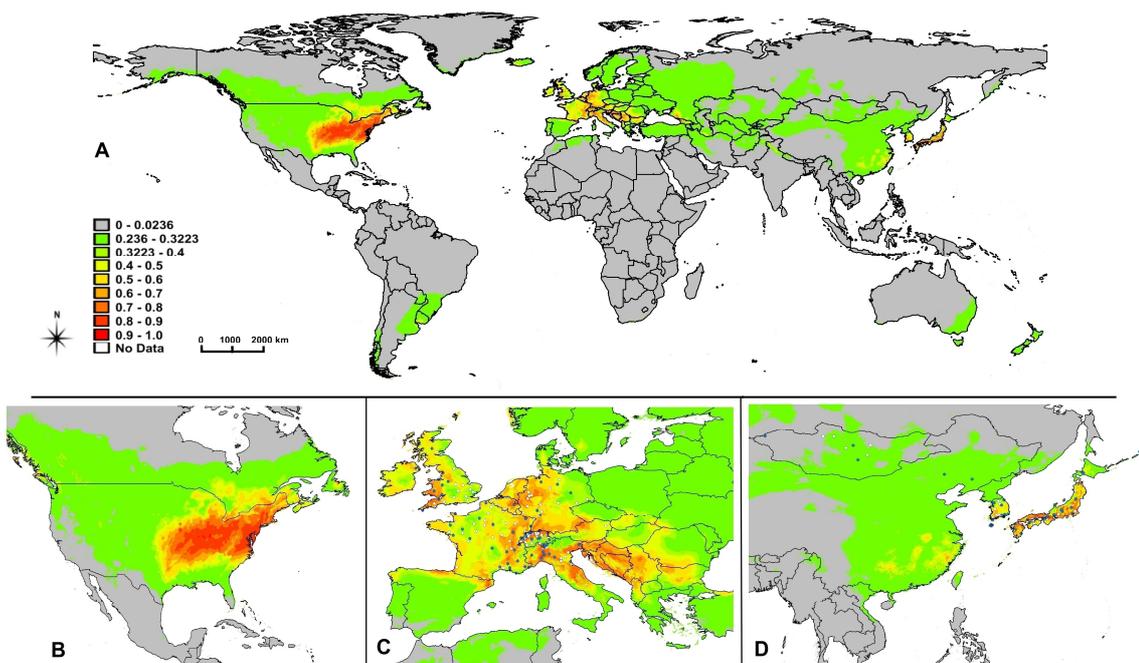


Figure 1.8: (A) Mapped global output of the Maxent SDM_{all} for the Harlequin ladybird based on bioclim parameters at records from the Asian native and European invasive ranges, with (B) North America, (C) Europe and (D) Asia enlarged. For legend see Figure 4. Records of the target species in the European invasive distribution are represented by dots; blue indicates the 100 residual localities used for model building after cluster analysis (see text).

Crosswise comparison of the ROC plots

Fig. 1.5 presents the ROC plots for SDM_{nat} , SDM_{inv} and SDM_{all} including a crosswise comparison between the models. When comparing the ROC plots, it becomes obvious, that the ROCs for models, evaluated with presence and absence points other than those trained with, become closer to the 'random-performance', especially those ROCs generated for SDM_{nat} with records and background points from the invasive range and the other way around. The comparative 'best' ROC plots reached the models SDM_{nat} and SDM_{all} evaluated with records and background points from the native range.

1.4 Discussion

Our Maxent SDM_{nat} (Fig. 1.4C) better explained the observed European invasive distribution of the Harlequin ladybird (Fig. 1.1A) than the CLIMEX model (Fig. 1.1C) of Poutsma et al. (2008). However, likewise to the CLIMEX approach, Maxent did not provide convincing predictions. Also the native range in Asia and the invasive North America distribution were not entirely predicted by the SDM_{nat} . Comparing the recognized European distribution of *H. axyridis* with SDM_{nat} , one may argue that the model mismatch may result from 'incomplete' biological invasion. This remains unknown. However, there is evidence that at least some regions in eastern and partly southern Europe suggested to be (highly) suitable to the target species and SDM_{nat} in fact are unsuitable for its permanency. Here, the Harlequin ladybird had been introduced to the wild, e.g. in southern France, Belarus and Ukraine, but has not established reproducing populations (Brown et al. 2008).

In the SDM_{inv} , compared to SDM_{nat} , the known European invasive distribution was better explained leaving mismatches in middle Italy and southern France (compare Figs. 1.1A and 1.7C). Here, the beetle has been introduced and regions were highly suitable according to our model, but wild populations remain unknown (Brown et al. 2008). Certainly, it can be expected that a SDM for any region performs better when trained with matching regional input data than from an outside region. However, probably the explanation even goes beyond. This is discussed below.

Sample bias (e.g. Peterson et al. 2003) may explain the mismatch between predicted and observed European distributions in both SDM_{inv} and SDM_{nat} . The realized niche of *H. axyridis* in its native distribution may not be entirely covered by the limited sample availability. At least, this may be responsible for the failure of SDM_{nat} (Fig. 1.4D) to predict the species' northern natural range (Fig. 1.1B). Likewise, ecological parameter choice is a crucial point steering SDM performance (Rödder et al. 2009). This is a 'chink' here, because so little is known about the biology of the Harlequin ladybird (e.g. Koch 2003). Nevertheless, a molecular genetic study by Lombaert et al. (2010), suggested that invasive

alien populations in Europe originate from somewhere in Asia and eastern North America, which implies that SDM_{inv} performed well. The New World distribution of the sampling by Lombaert et al. (2010) is well predicted (Fig. 1.3A-D). However data on the sampling localities within the native range is too vague to make reliable comparisons with our SDM attempts.

Another aspect to be taken into account is the discrepancy between a species' fundamental niche and the portion of it which it realises (Franklin 2010). A species may be able to realise a wider or another part of its fundamental niche outside its native distribution, e.g. there may be relaxed and conservative variables responsible for the species' distribution (Beaumont et al. 2009; Broennimann and Guisan 2008). This may explain why SDM_{all} , which incorporated information from both native and invasive ranges, had a higher predictive power than SDM_{inv} , SDM_{nat} . This might be due to its accounting for the probability of exceeding of the fundamental niche by the Harlequin ladybird in its European invasive distribution (Rödder and Lötters 2010). The potential distribution of *H. axyridis* resulting from SDM_{all} (Fig. 1.7) goes beyond that of SDM_{nat} or SDM_{inv} alone and well predicts worldwide regions from which this invasive alien species has been reported, e.g. from near Los Angeles or Cairo (e.g. Brown et al 2008). However, South American occurrence is not entirely predicted by SDM_{all} (Fig. 1.6A; Poutsma et al. 2008). This may be explained by a still limited 'image' of the beetle's fundamental niche. Additionally, SDM_{all} identified regions as suitable to *H. axyridis* from which it is currently unknown (e.g. Brown et al. 2008; Poutsma et al. 2008), i.e. southern Chile, northernmost Africa, South-East Australia and Tasmania and New Zealand and large portions in central Eurasia (Fig. 1.8A).

1.4.1 Is model reliability hampered when the model is projected outside the training region due to niche shift?

Niche shift during biological invasion and its influence on SDM building has been discussed by various approaches. It has been suggested that species undergo such shifts rather in the realized niche within the fundamental niche than a shift in the fundamental niche itself (e.g. Broenniman et al. 2007, 2008, Rödder and Lötters 2009, 2010). The available and realized climate spaces of *H. axyridis* presence in Asia and Europe showed pronounced differences in the variables which least contributed to the models. At the same time those variables which were more important for model building were also more similar (Figs. 1.2 and 1.3). Hence, the differences of occupied and available climate space may support the assumption that the Harlequin ladybird has shifted its niche during invasion in Europe. Which may be attributed to differences in the available climate space.

1.4.2 Is model transferability hampered due to within-species niche variation?

Harmonia axyridis encompasses a remarkably large natural distribution covering different biomes (Fig. 1.1B). However, the climatic variation within different geographic entities (e.g. the Korean peninsula) is remarkably smaller than within its entire distribution. This leads us to hypothesize that not only the realized but also the fundamental climate niche of the Harlequin ladybird may be a subject to intraspecific variation and that regional entities (e.g. populations, subspecies) only partly contribute to the fundamental niche of the species. A problem resulting from these considerations, so far not addressed in SDMs (see Beaumont et al. 2009; Jeschke and Strayer 2008, Rödder and Lötters 2010), is that the incorporation of information from records not equally scattered all over a species' native distribution neglects effects of intraspecific niche variation. Hence, this may lead to an erroneous or over-estimation of the potential distribution suitable for a particular within-species entity. Certainly, although this is an appealing new aspect in SDMs, it is difficult to access and cannot be solved here with regard to *H. axyridis*. However, what is interesting is that, when projecting SDM_{inv} into Asia, only a restricted area within the natural distribution (i.e. in China and Japan) is identified as suitable (Fig. 1.7D). This may actually correspond to an assumed within-species entity as 'founders' of the invasive European populations, which have been imported from a hitherto unknown locality in China (<http://www.inra.fr>, accessed 18 June 2010; Brown et al. 2008). Support comes from the observation that merely three of the genetically driven colour variants of *H. axyridis* are known from Europe (i.e. f. *succinea*, f. *spectabilis* and f. *conspicua*; e.g. Brown et al. 2008). Another point of potential relevance is that Majerus et al. (1998) found differences among *H. axyridis* populations with regard to prevalence of inherited male-killing microorganisms which significantly varies among populations.

Also uncertainties may arise when transferring models in areas outside of the training region of the model, due to non-analogous climate conditions compared to the training region (Fig. 1.3). The reason for this is, that climate variables may be correlated to each other or novel parts of the climate space may require extrapolation of the model beyond training conditions (e.g. Fitzpatrick and Hargrove 2009, Heikkinen et al. 2006; Rödder and Lötters 2010). Maxent allows for the quantification and subtraction of very high values which may result from projections onto non-analogous climate by the function 'clamping' (Phillips et al. 2006). However, generating multiple repeated SDMs, Maxent provides in addition an output map showing the standard deviation (SD) for the created SDM in those regions with projected suitability for the species. The SD is increasing in projection areas outside the model background area in all our three SDMs, particularly for the SDM_{nat} . This may affect predictions of our SDMs, as they are linked with uncertainties when projecting them into areas like North-America, where the available climate space was not sampled

during model building, and may be responsible for missing suitability projections in areas where the species is actually known to occur.

1.5 Conclusions

Our approach for the alien invasive *Harmonia axyridis* shows, that: (i) For species with a large native area, spanning various climatic conditions, the introduced invasive founder specimens may only be representative for part of the entire fundamental climate niche of the species. (ii) To estimate the species' invasive niche for local risk assessments, it is therefore necessary to run additional models solely based on the invasive records. (iii) In case specific information is lacking for the native range, records from the invasive range may fill occurrence gaps for model generation. Focussing on the species' fundamental niche should help identifying the globally invasive potential of the species.

1.6 Acknowledgments

We are grateful to Eric Lombaert and Thomas Guillenmaud of INRA (France) for communication and discussion of the topic and two anonymous referees, whose suggestions improved this manuscript. The first author is grateful to the 'Graduiertenkolleg' at the University of Trier, with financial support by the German Science Foundation, DFG.

1.7 References

- Beaumont LJ, Gallagher RV, Thuiller W, Downey PO, Leishman MR, Hughes L, 2009. Different climate envelopes among invasive populations may lead to underestimations of current and future biological invasions. *Diversity Distrib.* 15, 409-420.
- Beaumont LJ, Hughes L, Poulsen M, 2005. Predicting species distributions: use of climate parameters in BIOCLIM and its impact on predictions of species' current and future distributions. *Ecol. Model.* 186, 250-269.
- Bomford M, Kraus F, Barry SC, Lawrence E, 2009. Predicting establishment success for alien reptiles and amphibians: a roll for climate matching. *Biol. Invas.* 11, 1387-3547.
- Broennimann O, Guisan A, 2008. Predicting current and future biological invasions: both native and invaded ranges matter. *Biol. Lett.* 4, 585-589.
- Broennimann O, Treier UA, Müller-Schärer H, Thuiller W, Peterson AT, Guisan A, 2007. Evidence of climatic niche shift during biological invasion. *Ecol. Lett.* 10, 701-709.
- Brown PMJ, Adriaens T, Bathon H, Cuppen J, Goldarazena A, Hägg T, Kenis M, Klausnitzer BEM, Kovář I, Loomans AJM, Majerus MEN, Nedved O, Pedersen J, Rabitsch W, Roy HE, Ternois V, Zakharov IA, Roy DB, 2008. *Harmonia axyridis* in Europe: spread and distribution of a non-native coccinellid. *BioControl* 53, 5-21.
- Burgio G, Santi F, Lanzoni A, Masetti A, De Luigi V, Melandri M, Reggiani A, Ricci C, Loomans AJM, Maini S, 2008. *Harmonia axyridis* recordings in northern Italy. *Bull. Insectol.* 61, 361-364.
- Busby JR, 1991. BIOCLIM: a bioclimate analysis and prediction system. In: *Nature Conservation: Cost Effective Biological Surveys and Data Analysis*. Eds. Margules CR, Austin MP, CSIRO, Canberra, Australia, 64-68.
- Davis MA, 2009. *Invasion Biology*. Oxford University Press, New York.
- Dormann CF, McPherson JM, Araújo MB, Bivand R, Bolliger J, Carl G, Davies RG, Hirzel A, Jetz W, Kissling WD, Kühn I, Ohlemüller R, Peres-Neto PR, Reineking B, Schröder B, Schurr FM, Wilson R, 2007. Methods to account for spatial autocorrelation in the analysis of species distributional data: a review. *Ecography* 30, 609-628.
- Elith J, Graham CH, Anderson RP, Dudík M, Ferrier S, Guisan A, Hijmans RJ, Huettmann F, Leathwick JR, Lehmann A, Lohmann JLLG, Loiselle BA, Manion G, Moritz C, Nakamura M, Nakazawa Y, Overton JMM, Peterson AT, Phillips SJ, Richardson K, Scachetti-Pereira R, Shapire RE, Soberón J, Williams S, Wisz MS, Zimmermann NE, 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29, 129-151.
- Elith J, Kearney M, Phillips S, 2010. The art of modelling range-shifting species. *Meth. Ecol. Evol.* 1, 330-342.
- Elith J, Leathwick J, 2009. Species distribution models: Ecological explanation and prediction across space and time. *Annu. Rev. Ecol. Evol. S.* 40, 677-697.
- Fitzpatrick MC, Dunn RR, Sanders NJ, 2008. Data sets matter, but so do evolution and ecology. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 17, 562-565.
- Fitzpatrick MC, Hargrove WW, 2009. The projection of species distribution models and the problem of non-analog climate. *Biodivers. Conserv.* 18, 2255-2261.
- Fitzpatrick MC, Weltzin JF, Sanders NJ, Dunn RR, 2007. The biogeography of prediction error: why does the introduced range of the fire ant over-predict its native range? *Glob. Ecol. Biogeogr.* 16, 24-33.
- Franklin J, 2010. *Mapping Species Distributions: Spatial Inference and Prediction (Ecology, Biodiversity and Conservation)*. Cambridge University Press, New York.
- Hanley J, McNeil B, 1982. The meaning of the use of the area under a receiver operating characteristic (ROC) curve. *Radiology* 143, 29-36.

- Heikkinen RK, Luoto M, Araújo MB, Virkkala R, Thuiller W, Sykes MT, 2006. Methods and uncertainties in bioclimatic envelope modelling under climate change. *Prog. Phys. Geog.* 30, 751-777.
- Hijmans RJ, Cameron SE, Parra JL, Jones PG, Jarvis A, 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *Int. J. Climatol.* 25, 1965-1978.
- Hijmans RJ, Cruz M, Rojas E, Guarino L, 2001. Computer tools for spatial analysis of plant genetic resources data: 1. DIVA-GIS. *Plant Genet. Res. Newsl.* 127, 15-19.
- Hutchinson GE, 1978. *An introduction to population ecology*. Yale University Press, New Haven.
- Jaynes ET, 1957. Information theory and statistical mechanics. *Phys. Rev.* 106, 620-630.
- Jeschke JM, Strayer DL, 2008. Usefulness of bioclimatic models for studying climate change and invasive species. *Ann. NY. Acad. Sci.* 1134, 1-24.
- Koch RL, 2003. The multicolored Asian Lady beetle, *Harmonia axyridis*: a review of its biology, uses in biological control, and non-target impacts. *J. Insect. Sci.* 3, 1-16.
- Komai T, Chino M, Hosino Y, 1950. Contributions to the evolutionary genetics of the Lady-beetle, *Harmonia*. I. Geographic and temporal variations in the relative frequencies of the elytral pattern types and in the frequency of the elytral ridge. *Genetics* 35, 589-601.
- Lombaert E, Guillemaud T, Cornuet JM, Malausa T, Facon B, Estoup A, 2010. Invasive bridgehead effect in the biocontrol Harlequin ladybird. *Plos One* DOI: 10.1371/journal.pone.0009743.
- Mack RN, Simberloff D, Lonsdale WM, Evans H, Clout M, Bazzaz FA, 2000 Biotic Invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecol. Appl.* 10, 689-710.
- Majerus TMO, Majerus MEN, Knowles B, Wheeler J, Bertrand D, Kuznetsov VN, Ueno H, Hurst GDD, 1998. Extreme variation in the prevalence of inherited male-killing microorganisms between three populations of *Harmonia axyridis* (Coleoptera: Coccinellidae). *Heredity* 81, 683-691.
- Mateo RG, Croat TB, Felicísimo AM, Munoz J, 2010. Profile or group discriminative techniques? Generating reliable species distribution models using pseudo-absences and target-group absences from natural history collections. *Divers. Distrib.* 16, 84-94.
- Medley KA, 2010. Niche shifts during the global invasion of the Asian Tiger mosquito, *Aedes albopictus* Skuse (Culicidae), revealed by reciprocal distribution models. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 19, 122-133.
- Mooney HA, Cleland EE, 2001. The evolutionary impact of invasive species. *PNAS.* 98, 5446-5451.
- Nemes S, Hartel T, 2010. Summary measures for binary classification systems in animal ecology. *North-West. J. Zool.* (in press).
- Nentwig W, 2008. *Biological Invasions*. Ecological Studies 193, Springer, Berlin, Heidelberg.
- Ongagna P, Giuge L, Iperti G, Ferran A, 1993. Life-cycle of *Harmonia axyridis* (Col, Coccinellidae) in its area of introduction - South-Eastern France. *Entomophaga* 38, 125-128.
- Pearce J, Ferrier S, 2000. An evaluation of alternative algorithms for fitting species distribution models using logistic regression. *Ecol. Model.* 128, 128-147.
- Pearman PB, Guisan A, Broennimann O, Randin CF, 2008. Niche dynamics in space and time. *TREE.* 23, 149-158.
- Pearson RG, Raxworthy CJ, Nakamura M, Peterson AT, 2007. Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *J. Biogeogr.* 34, 102-117.
- Peterson AT, Nakazawa Y, 2008. Environmental data sets matter in ecological niche modelling: an example with *Solenopsis invicta* and *Solenopsis richteri*. *Global Ecol. Biogeogr.* 17, 135-144.

-
- Peterson AT, Papes M, Kluza DA, 2003. Predicting the potential invasive distributions of four alien plant species in North America. *Weed Sci.* 51, 863-868.
- Peterson AT, Vieglais DA, 2001. Predicting species invasions using ecological niche modeling: new approaches from bioinformatics attack a pressing problem. *BioScience* 51, 363-371.
- Phillips SJ, Anderson RP, Schapire RE, 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecol. Model.* 190, 231-259.
- Phillips SJ, Dudík M, 2008. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and comprehensive evaluation. *Ecography* 31, 161-175.
- Poutsma J, Loomans AJM, Aukema B, Heijerman T, 2008. Predicting the potential geographical distribution of the harlequin ladybird, *Harmonia axyridis*, using the CLIMEX model. *BioControl* 53, 103-125.
- Rödger D, 2009. 'Sleepless in Hawaii' – does anthropogenic climate change enhance ecological and socioeconomic impacts of the alien invasive *Eleutherodactylus coqui* Thomas, 1966 (Anura: Eleutherodactylidae)? *North-West. J. Zool.* 5, 16-25.
- Rödger D, Lötters S, 2010. Explanative power of variables used in species distribution modelling: an issue of general model transferability or niche shift in the invasive Greenhouse frog (*Eleutherodactylus planirostris*). *Naturwissenschaften*. DOI:10.1007/s00114-010-0694-7.
- Rödger D, Lötters S, 2009. Niche shift versus niche conservatism? Climatic characteristics within the native and invasive ranges of the Mediterranean Housegecko (*Hemidactylus turcicus*). *Glob. Ecol. Biogeogr.* 18, 674-687.
- Rödger D, Schmidlein S, Veith M, Lötters S, 2009. Alien invasive Slider turtle in unpredicted habitat: a matter of niche shift or of predictors studied? *PLoS One* 4, e7843. DOI:10.1371/journal.pone.0007843.
- Rödger D, Solé M, Böhme W, 2008. Predicting the potential distribution of two alien invasive Housegeckos (Gekkonidae: *Hemidactylus frenatus*, *Hemidactylus mabouia*). *North-West. J. Zool.* 4, 236-246.
- Soberón J, 2007. Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. *Ecol. Lett.* 10, 1115-1123.
- Soberón J, Peterson AT, 2005. Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. *Biodiv. Inform.* 2, 1-10.
- Swets K, 1988. Measuring the accuracy of diagnostic systems. *Science* 240, 1285-1293.
- Van Lenteren JC, Loomans AJM, Babendreier D, Bilger F, 2008. *Harmonia axyridis*: an environmental risk assessment for Northwest Europe. *BioControl* 53, 37-54.

1.8 Appendix 1

Localities of *Harmonia axyridis* used for SDM building (longitude, latitude; Figs. 1.2-1.4): native range – China: 123.4327778, 41.7922222; 118.9155556, 42.6727778; 114.4703, 22.59556; Japan: 141.3538889, 43.0547222; 141.5380556, 42.9194444; 141.5666667, 42.9166667; 140.0666667, 39.7166667; 140.1166667, 39.7166667; 140.3374939, 38.252779; 139.6166667, 36.7499962; 140.1999969, 36.0833333; 139.7514038, 35.6849995; 138.1333333, 36.0333333; 137.9666667, 36.2333333; 137.4999924, 35.4833334; 137.0166667, 34.8333333; 136.9166667, 35.1666667; 136.7499924, 35.4166667; 135.7499924, 34.9999962; 135.6000061, 34.4999962; 135.4999924, 34.6666667; 135.4166667, 34.7166667; 134.9833333, 34.6333333; 133.9166667, 34.6499977; 133.7666667, 34.5833333; 133.1999969, 34.4166667; 132.4499969, 34.3999977; 133.5500031, 33.5499992; 132.7530556, 33.8363889; 130.3999939, 33.5833333; 131.4333344, 31.9000006; 150.7384797, 46.7310524; Mongolia: 102.8667, 47.4; 104.8333, 45.25; 106.383333, 46.133333; 89.7, 49.5333333; 99.1566667, 49.5008333; 100.8894444, 49.4783333; 106.9166667, 47.9166667; 104.05, 47.85; Russia: 92.8252716, 56.0058327; South-Korea: 126.9997222, 37.5663889; 127.1247, 36.4556; 129.2948, 35.5338; 128.3236111, 34.9727778; 127.8733, 35.41562; 126.5219444, 33.5097222; 128.2611111, 35.3191667; 128.5891, 34.86641; 128.0847222, 35.1927778; 128.7488889, 35.4933333; 126.6892, 34.7995; 127.5891667, 34.9752778; 128.2119444, 37.1361111; 128.6207, 38.07325; 127.9452778, 37.3513889; 126.7530556, 34.3141667; 127.3858333, 35.41; 127.7341667, 37.8747222; 126.56, 33.2497222; invasive range – Austria: 16.3611, 48.2081; Belgium: 4.8449, 51.3942; 4.5226, 51.4569; 3.542, 51.2688; 2.5973, 51.0718; 3.654, 50.4898; 4.7151, 50.1361; 5.7046, 49.6749; 5.5792, 50.6017; England: -5.1932, 49.9892; -5.2853, 50.2585; -4.6192, 50.3364; -3.7404, 50.2443; -3.5491, 50.3789; -3.8184, 50.7262; -3.2869, 51.1726; -5.0585, 51.7325; -3.8184, 52.101; -2.9184, 51.6758; -2.479, 50.6128; -2.642, 50.9246; -4.0026, 53.2136; -3.3436, 53.3341; -3.0672, 53.5608; -2.805, 54.064; -0.7924, 54.5246; -1.5011, 54.5104; 0.0155, 53.6884; -2.1814, 53.1285; -2.8688, 52.7388; -1.3026, 52.8238; 0.4974, 52.8734; 1.7163, 52.5829; -0.0554, 51.5128; -1.2105, 50.6482; 0.4336, 52.2852; 1.3903, 51.364; 0.0934, 51.123; 0.7241, 51.9805; -0.431, 52.7175; -1.0353, 52.1007; -1.4743, 51.3952; -3.9672, 57.5256; -3.3871, 56.3497; -4.0927, 56.7103; France: 1.3671, 50.0503; 1.5697, 50.6845; 2.2656, 50.799; 3.1113, 50.7462; 2.8822, 50.3234; 4.829, 50.1032; 4.2916, 49.9006; 2.5475, 49.6451; -1.3283, 49.6011; -1.4428, 48.6497; -2.0682, 47.531; -1.5838, 47.1875; -1.1609, 43.7609; 4.3709, 43.6728; 5.0756, 43.6992; 5.8331, 43.1179; 7.2954, 43.7345; 6.8726, 43.8138; 3.904, 43.7697; 4.8554, 44.1309; 4.7232, 45.4169; 5.6305, 45.6283; 6.0093, 44.4392; 5.2342, 45.7605; 6.2471, 46.1921; 6.4057, 46.9056; 6.8814, 47.5663; 7.5156, 47.5839; 5.4456, 47.5134; 5.058, 46.5709; 2.9967, 45.8045; 0.3894, 46.8351; 0.1956, 46.5356; 3.0496, 46.9761; -0.5091, 47.8481; 0.865, 48.4207; 1.5081, 49.0285; 2.1423, 48.7819; 3.1025, 48.359; 4.6087, 48.5; 7.9384, 49.0197; 5.516, 49.3808; 7.5508, 48.1652; -0.4923, 47.443; 1.1794, 47.6359; 2.0924, 48.2403; 3.134, 48.3303; 4.1756, 47.2502; 5.7187, 48.4469; 6.9532, 48.9733; -1.9294, 48.2918; Germany: 8.3184, 49.9468; 8.5401, 49.3215; 8.3052, 49.9757; 8.8254, 49.8309; 8.6749, 49.4171; 7.1844, 50.4275; 8.6984, 50.5929; 10.7809, 50.7923; 12.9432, 50.7903; 7.2923, 51.9665; 7.6381, 51.63; 7.3616, 51.5356; 7.1881, 51.2622; 12.2496, 51.8898; 14.2, 51.1858; 9.8184, 52.408; 10.6901, 52.8264; 8.695, 53.8868; 8.5811, 53.541; 8.7643, 53.0593; 10.9063, 53.3185; 6.6333, 49.75; Ireland: -6.0055, 54.5466; Italy: 13.21391, 46.2136; 9.451275, 46.19521; 9.239625, 46.02001; 9.390069, 45.85298; 9.011833, 45.4024; 11.95118, 45.35331; 9.720833, 45.16222; 9.132997, 45.07889; 11.6064, 44.89884; 10.33738, 44.83075; 8.780455, 44.73875; 11.13157, 44.5114; 12.21527, 44.35127; 12.42296, 43.98332; 7.853969, 43.83413; 7.6666665, 45.0499992; 11.09996, 44.72372; 11.10187, 44.47372; 11.11937, 44.43608; Switzerland: 7.0487, 47.4782; 6.9437, 47.3875; 7.5977, 47.5736; 7.0917, 47.3493; 7.4211, 47.4304; 7.6025, 47.4782; 7.3782, 47.2877; 7.7044, 47.3896; 8.1257, 47.4848; 8.282, 46.9649; 8.4043, 46.8324; 8.231, 47.2571; 8.632, 47.6784; 9.5324, 47.4814; 9.478, 47.1586; 9.7227, 46.6999; 8.9684, 45.8675; 8.6014, 46.3058; 8.829, 47.2266; 7.0079, 47.0057; 6.8618, 46.8664; 6.6511, 46.8392; 6.1143, 46.2242; 6.4099, 46.479; 7.0826, 46.1019; 6.8889, 46.4383; 7.6738,

CHAPTER 1

46.7679; 9.0091, 46.2208; 9.6003, 46.9989; 8.6354, 46.897; 7.667, 46.3024; 7.2831, 47.0804; 8.3975, 47.41.

CHAPTER 2

ASSESSING THE POTENTIAL **THREAT**
TO **EUROPEAN VITICULTURE**
BY THE ALIEN INVASIVE **ASIAN LADYBEETLE**
UNDER CURRENT AND FUTURE **CLIMATE**

Abstract

1 The Asian ladybeetle, *Harmonia axyridis*, originally introduced into North America and Europe as a biological control agent, meanwhile has established alien invasive populations in the wild.

2 Invading vineyards in masses for feeding on grapes, beetles are accidentally harvested and pressed with them, making wine nonmarketable and causing dramatic commercial damage to North America's wine industry.

3 Currently, *H. axyridis* is spreading over western Europe and damage in European wine industry is expected.

4 We assess the species' potential distribution in Europe under current and future anthropogenic climate change and overlay it with viticulture regions in 21 European countries.

5 Many central to northern regions of traditional vine growth are highly suitable to the Asian ladybeetle, generally increasing and shifting north-eastwards with climate change, while southern Europe remains mainly unaffected.

6 Modelling may help developing mitigation and management strategies currently not available.

2.1 Introduction

Distributions of many species homogenise more and more at the global scale (Hulme 2009). This process is mainly driven by human activities such as international transport (e.g. Fitzpatrick and Hargrove 2009; Mack et al. 2000). Once introduced, so called alien species may readily become invasive and have a negative impact on both economy and ecology (Mooney and Cleland 2001). For instance, the European Commission estimates the financial disadvantages caused by alien invasive species to ca 12 billion Euros per year (European Commission 2008). Avoidable intentional introductions of alien species, e.g. for biological pest control, still occur all around the world, although possible negative impacts are well known (e.g. Kimberling 2004).

One example is *Harmonia axyridis* (Pallas, 1773), the Asian ladybeetle. Native to Asia, it was introduced in 1916 into North America for biological aphid control (Koch and Galvan 2008). After several releases, the beetle could establish feral populations in the wild of the New World and since then has become a serious pest species (Koch and Galvan 2008). As a voracious predator, it targets besides aphids, lacewings and butterflies on native lady beetles and may locally displace them (Koch 2003; Koch et al. 2006). More disconcerting from an economical point of view, the Asian ladybeetle causes dramatic commercial damage to North America's wine industry (Galvan et al. 2006; Koch and Galvan 2008). Invading vineyards in masses in its invasive North American range for feeding on injured and fine-membrane grapes as a source of sugar for overwintering (Koch and Galvan 2008), *H. axyridis* specimens are accidentally and inevitably harvested and pressed with grapes. Less than two specimens of this noxious species per kilo of grapes are enough to modify aroma and taste, making wine nonmarketable (due to the high concentration of 2-Isopropyl-3-methoxypyrazin per specimen in the beetle's yellow-orange body fluid; Koch and Galvan 2008). Recently, the Asian ladybeetle has established alien populations and has spread in western Europe, especially since 2002 (Brown et al. 2008). Reproducing populations are currently known from 13 countries: occasionally associated with viticulture (Brown et al. 2008; van Lenteren et al. 2008) and damage in European wine industry is expected (van Lenteren et al. 2008).

GIS-based Species Distribution Models (SDMs) are used to make predictions of potential distributions of species derived from their associated environmental parameters at known presence. That is, a SDM reflects a species' niche which is subsequently projected into geographic space. SDMs are commonly generated using climate data, thus also allowing for analyzing species' responses to climate change. In practice, SDMs provide useful tools in management issues, of invasive species, for instance, when determining their potential distributions, possible dispersal routes or overlap with land use (e.g. Elith et al. 2010; Elith and Leathwick 2009; Jeschke and Strayer 2008; Peterson and Vieglais 2001; Rödder et al.

2010). Bidinger et al. (2010) have computed SDMs for *H. axyridis* to assess its worldwide potential geographic range under current climate. Beyond this, we here address the Asian ladybeetle's possible impact on wine production in 21 European countries under current and future anthropogenic climate.

2.2 Material and methods

We used 147 records of European invasive populations of *Harmonia axyridis* for modelling taken from published (Bidinger et al. 2010; Burgio et al. 2008; Poutsma et al. 2008) and online sources (<http://www.gbif.org>; http://pagesperso-orange.fr/vinc.ternois/cote_nature/Harmonia_axyridis/; <http://www.harlequin-survey.org/#>; http://www.inbo.be/content/page.asp?pid=EN_FAU_INS_LAD_DIS_start; <http://www.cabi-e.ch/harmonia/deutch.html>, latest accessed 20 January 2011). Using DIVA-GIS 7.2.3 (Hijmans et al. 2001), coordinates of records were geo-referenced and assessed of accuracy. To obtain a picture of the potential impact risk for European viticulture, we used European records of *H. axyridis* for SDM development only. Additional SDMs, including those based on native records, do not substantially differ from the results shown here (Bidinger et al. 2010).

Information on current climate was obtained from WorldClim version 1.4 (Hijmans et al. 2005), which is based on weather conditions recorded 1950-2000 with grid cell resolution of 30 seconds (<http://www.worldclim.org>, downloaded 20 November 2009; Hutchinson 1995; 2004). Using DIVA-GIS and in the manner of Bidinger et al. (2010), we generated so called 'bioclim' parameters which are more useful than 'raw' monthly values since they are independent from latitudinal variation (Beaumont et al. 2005; Busby 1991).

Future anthropogenic climate change scenarios, based on the Intergovernmental Panel on Climate Change report IV (IPCC 2007; <http://www.ipcc.ch>), and containing the same bioclim parameters as described above, were obtained from the website of the International Centre for Tropical Agriculture (<http://gisweb.ciat.cgiar.org>, downloaded 20 December 2010). We chose the IPCC A2a 'worst case' scenario family, based on a heterogeneous world with globally acting economics and a temperature raise between 2.0 °C and 5.4 °C by the year 2100, to highlight clear future trends. Following scenarios of this family with grid cell resolution of 30 seconds were used to run models: (i) CONS-ECHO-G (Meteorological Institute of the University of Bonn, Germany, Institute of KMA, Korea, and the Model and Data Group); (ii) MPIM-ECHAM5 (Max Planck Institute for Meteorology, Germany); (iii) CNRM-CM3 (Centre National de Recherches Meteorologiques, Meteo France). The 30 seconds resolution is necessary to meet the requirements of an exact evaluation of the potential impact of *H. axyridis* on small-scale anthropogenic habitats such as vineyards, especially in northern and mountainous regions.

Information on areas of vine cultivation (grid resolution 1 km x 1 km) for 21 countries originates from Corine land cover data recorded in September 2007 (available through the European Environmental Agency, EEA; <http://www.eea.europa.eu>, accessed 20 November 2010 as ArcMap shapefiles): France (and Corsica) 20,014 pixels within the 30'' grid, Spain (and Majorca and the Canaries) 12,499, Italy (and Sicily and Sardinia) 8,322, Romania 6,805, Portugal (mainland) 3,560, Hungary 2,380, Germany 2,321, Bulgaria 2,305, Greece 1,243, Austria 1,233, Slovakia 456, Croatia 447, Macedonia 392, Slovenia 236, Czech Republic 211, Cyprus (Greek part only) 211, Serbia 190, Albania 96, Montenegro 42, Bosnia-Herzegovina 33 and Luxembourg 26. According to the International Organisation of Vine and Wine (<http://www.oiv.int>), Spain is the country with the highest proportion of vine production areas in hectares, followed by France. The difference between this and the amount of pixels in the table results from a higher portion of vineyards in sloped areas in Spain. Information for Switzerland was not available.

Maxent 3.3.3a was used for SDM building (Phillips et al. 2006; <http://www.cs.princeton.edu/~shapire/maxent>, downloaded July 2010). It is a widely used tool developed within the machine learning community and implementing a general purpose algorithm for making predictions and inferences from incomplete information (Rebel and Jones 2010). Maxent has been shown to produce more reliable results than other comparable methods and has been confirmed by its good capacity to predict novel presence localities when geographic sampling is poor, e.g. when predicting the outcome of introductions of invasive species outside the native range (Elith et al. 2006; Mateo et al. 2010; Pearson et al. 2007; Rebel and Jones 2010; Rödder 2009). Maxent operates with species 'pseudoabsence'; for this purpose, 10,000 random background points were automatically generated within an area covering all known invasive records.

To account for the problem of sample selection bias which may violate model assumptions (e.g. Dormann et al. 2007), we extracted bioclim values for all records and performed a cluster analysis with XLStat 2009 (<http://www.xlstat.com>, downloaded 10 September 2009), based on Euclidean distances, whereby resulting classes were blunted at a threshold leaving 85 classes. If there were more than one record in a class, one was randomly chosen. Coordinates of these points were then used for further processing, with 75 percent used as training data and 25 percent used as test data (see Rödder and Lötters 2009).

A Pearson correlation matrix for 5,000 randomly chosen points within Europe (extracted in ArcMap with the Hawth's Tool; <http://www.spatial ecology.com/htools>, downloaded 15 September 2009) for our model background and projection space was built with XLStat to eliminate correlated bioclim parameters (Heikkinen et al. 2006). All bioclim variables for each of these points were extracted in DIVA-GIS and a correlation matrix was created with XLStat. The ecologically less relevant out of two correlated ($R^2 > 0.75$) bioclim

parameters was subsequently omitted, respectively. Following residual bioclim parameters, describing the availability of water and energy, were finally used for model generation: ‘mean monthly temperature range’, ‘isothermality (mean monthly temperature range/temperature annual range * 100)’, ‘maximum temperature of the warmest month’, ‘minimum temperature of the coldest month’, ‘temperature annual range’, ‘mean temperature of the wettest quarter’, ‘mean temperature of the driest quarter’, ‘annual precipitation’, ‘precipitation seasonality’, ‘precipitation of the driest quarter’, ‘precipitation of the warmest quarter’, ‘precipitation of the coldest quarter’.

We generated one SDM based on current climate and projected this model in addition under climate change scenarios, leading in turn to new model outputs. Thereby, each of the model runs was ran 20 times. For further analyses, the average model outputs of runs were used. Possible clamping effects (model projections into areas characterized by a climate which is not present in the area from where the background points were taken) were automatically quantified and subtracted by Maxent. The logistic output format with suitability values ranging from 0 to 1 (i.e. unsuitable to optimal) was chosen (Phillips and Dudík 2008).

Maxent allows model testing by calculation of the Area Under the Curve (AUC) (Hanley and McNeil 1982). The AUC method is recommended for ecological applications because it is non-parametric (Pearce and Ferrier 2000). AUC values range from 0.5 to 1.0 (random to perfect model prediction), wherein higher AUC values suggest a superior model performance. To account for uncertainties, the average of the 20 AUC_{test} values was taken to evaluate the performance of the average model.

ArcMap 9.2 was used to overlay Maxent SDM outputs and Corine viticulture shapefiles, which previously were transformed into 30 seconds grids.

2.3 Results

On average we received 'good' AUC_{test} values for all SDMs (current = 0.852, cons-echo-g = 0.852, mpim-echam5 = 0.848, cnrm-cm3 = 0.853), suggesting that under both current (similar to Bidinger et al. 2010) and future anthropogenic climate much of Europe is climatically suitable to the Asian ladybeetle. Both suitability and the species' potential range will have increased by the year 2050 (Fig. 2.1). Regarding differences between the three future climate change SDMs the CNRM-CM3 SDM is the model with the lowest amount of high suitable areas and the smallest potential distribution range of our target organism, while the CONS-ECHO-G SDM reflects the opposite.

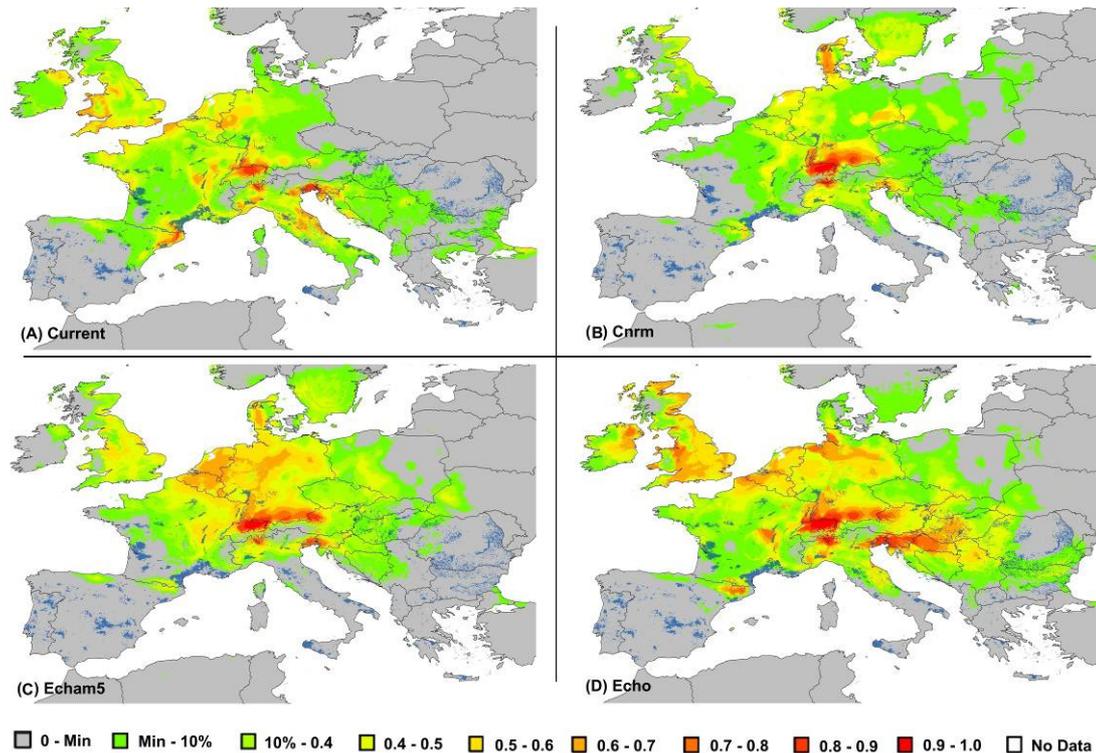


Figure 2.1: Maxent SDM maps showing climatic suitability to the invasive Asian ladybeetle in Europe. Maps refer to (A) current climate conditions and (B-D) future climate change scenarios for the year 2050 based on the IPCC A2a Scenario family; (B) MPIM-ECHAM5, (C) CNRM-CM3, (D) CONS-ECHO-G. From green to red, warmer colours suggest higher climatic suitability to *Harmonia axyridis*. Areas of viticulture are indicated by blue.

Mapping the present distribution of viticulture on our SDMs uncovers many regions of traditional viticulture as suitable to *H. axyridis* (Figs. 2.1 and 2.2). Vine sorts grown in central to southern Europe, especially north of the Alps, are potentially threatened by this species' invasion and may become unmarketable, resulting from ladybeetle vitiation. Based on our SDMs, it may be sound to assume that nearly all vineyards in Switzerland are currently highly suitable for the Asian Lady beetle, although not explicitly modelled. Under future climate change, the potential impact of *H. axyridis* will decrease in France and Italy but not so in Switzerland and Germany. It will be notably higher in more eastern countries, including Austria, Hungary, Serbia, Slovakia and Slovenia and Czech Republic (Fig. 2.1). In contrast, traditional viticulture in more southern regions, such as the Iberian Peninsula and Greece, are and will be little affected (Figs. 2.1 and 2.2).

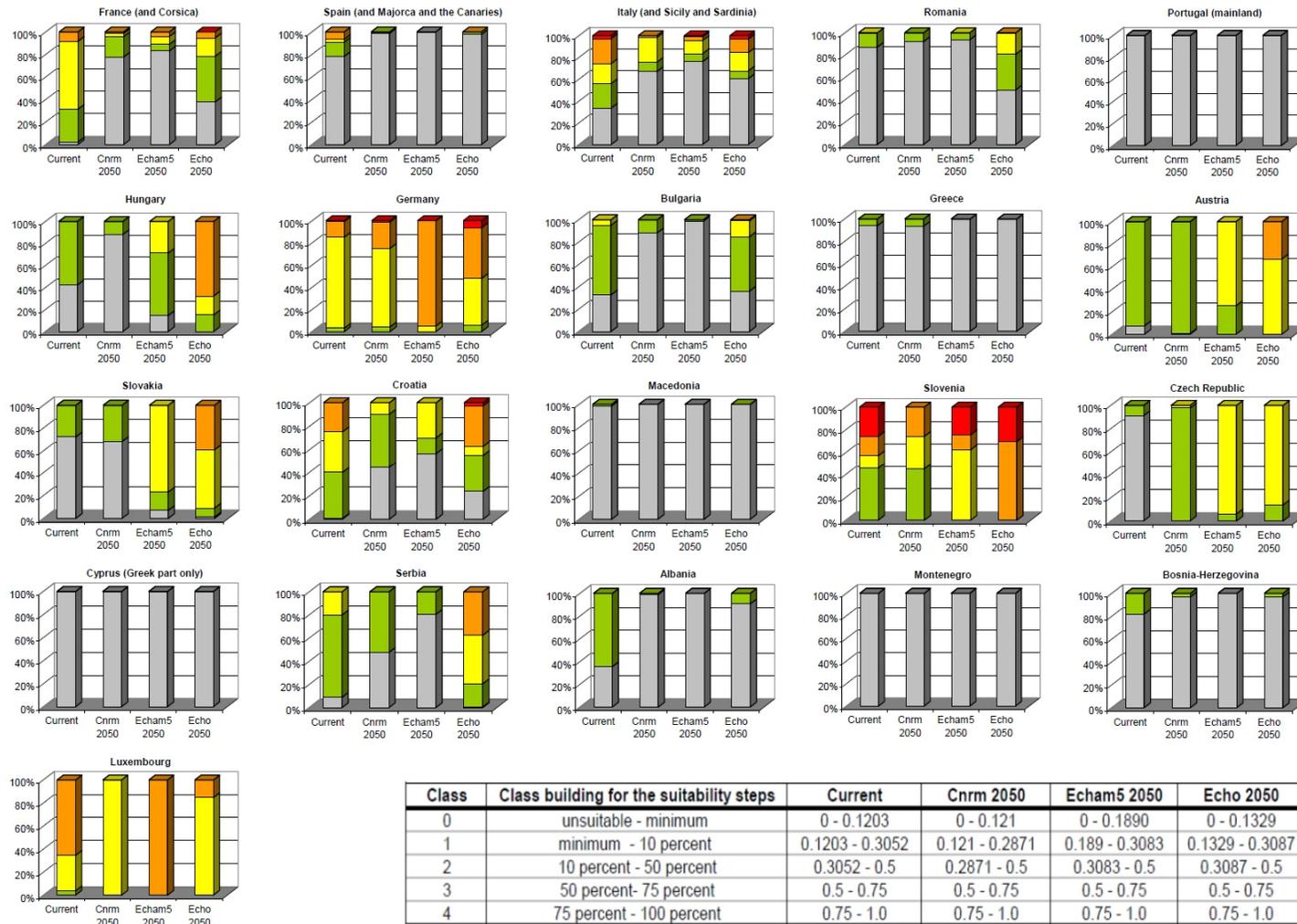


Figure 2.2: Climatic suitability of vine areas for 21 European viticulture countries. Countries are arranged by their absolute size of viticulture area (see Material and methods). Future SDMs are based on the IPCC A2a Scenario family. Colours refer to Maxent classes with suitability to *Harmonia axyridis* increasing from green to red (see Fig. 2.1). We defined five suitability classes, whereby the categories 'unsuitable', 'minimum' and '10 percent' are based on the average training logistic threshold values of the model input occurrence points and the 50, 75 and 100 percent steps on the prediction probability of the model output calculated by Maxent.

2.4 Discussion

Results indicate that for many European viticulture regions a substantial threat through *Harmonia axyridis* may potentially be expected under today's and future climate. SDMs identified some famous viticultural countries such as France, Italy and Germany as being most affected by *H. axyridis* already under current climate. Under a changing climate, as proposed by IPCC scenarios, our analyses generally suggest that the potential impact to vineyards may be reduced in total. However, potential impact of the invasive Alien ladybeetle is prognosticated to shift to more northern and north-eastern regions, thus potentially more affecting vineyards in Romania, Hungary, Slovakia, Slovenia, Czech Republic, Serbia (yet potentially less or unaffected), accompanied with an increase in suitability to the pest species in e.g. Austria and Germany.

Information on the potential future distribution of viticulture is lacking. We assume that, as a result of agricultural planning and landscape management, wine regions in general will not change, while with climatic change, simply vine sorts grown will be subject to change, so that eventually wines other than today will be affected. Taking the possibility that vineyards indeed will shift northward, a potential impact to them by *H. axyridis* can be expected as a result of climatic suitability to the beetle (Fig. 2.1). Furthermore, increased atmospheric humidity and temperatures and extreme weather events, associated with future climate change (IPCC 2007), may not only increase the risk of earlier mellowness, infestation of diseases and damage of grapes, offering exploitation by *H. axyridis* (Koch and Galvan 2008). Warming may perhaps allow the Asian ladybeetle to have more reproductive generations per year and consequently an even higher impact on grapes by concentration within the most suitable areas, as indicated within the qualitative climatic suitability class analysis in Figure 2.2 (Bale et al. 2002; Yamamura and Kiritani 1998). Nevertheless, also predicted minimum climate conditions may be adequate for the species to build up vital populations in the wild. Therefore, also these areas should be considered when estimating management action plans.

Mitigation and management strategies aiming at *H. axyridis* are sorely needed, but not yet available. The array of measures so far used to antagonize the target organism in vineyards includes total insecticides (e.g. cabaryl) or extensive removal by hand, shaker clusters, shaker tables and floating clusters in water or vacuum clusters (Kenis et al. 2008). Total insecticides are applied in North America but cannot be non-restrictedly used in European viticulture. However, other measures take a remarkable increase in time, labour and costs (Kenis et al. 2008) or shall be developed. Our modelling approach may help developing responses in advance of expected *Harmonia axyridis* impact on European viticulture.

2.5 Acknowledgements

We are grateful to H. Bathon, J. Gross, C. Hoffmann and S. Kögel of the Julius Kühn-Institut (JKI), Germany, for suggestions and discussion on the topic; to the European Environmental Agency (EEA) for providing data on viticulture; to the German Science Foundation (DFG) 'Graduiertenkolleg' at Trier University (Institut für Umwelt- und Technikrecht, IUTR) for financial support to K.B. and to the 'Forschungsinitiative' of the Rhineland-Palatinate State, Germany, for financial support to D.R., S.L. and M.V.

2.6 References

- Bale JS, Masters GJ, Hodkinson ID, Awmack C, Bezemer TM, Brown VK, Butterfield J, Buse A, Coulson JC, Farrar J, Good JEG, Harrington R, Hartley S, Jones TH, Lindroth RL, Press MC, Symrnioudis I, Watt AD, Whittaker JB, 2002. Herbivory in global climate change research: direct effects of rising temperature on insect herbivores. *Glob. Chang. Biol.* 8, 1-16.
- Beaumont LJ, Hughes L, Poulsen M, 2005. Predicting species distributions: use of climate parameters in BIOCLIM and its impact on predictions of species' current and future distributions. *Ecol. Model.* 186, 250-269.
- Bidinger K, Lötters S, Rödder D, Veith M, 2010. Species Distribution models for the alien invasive Asian Harlequin ladybird (*Harmonia axyridis*). *J.Appl. Entomol.* DOI: 10.1111/j.1439-0418.2010.01598.x.
- Brown PMJ, Adriaens T, Bathon H, Cuppen J, Goldarazena A, Hägg T, Kenis M, Klausnitzer BEM, Kovář I, Loomans AJM, Majerus MEN, Nedved O, Pedersen J, Rabitsch W, Roy HE, Ternois V, Zakharov IA, Roy DB, 2008. *Harmonia axyridis* in Europe: spread and distribution of a non-native coccinellid. *BioControl* 53, 5-21.
- Burgio G, Santi F, Lanzoni A, Masetti A, De Luigi V, Melandri M, Reggiani A, Ricci C, Loomans AJM, Maini S, 2008. *Harmonia axyridis* recordings in northern Italy. *Bull. Insectol.* 61, 361-364.
- Busby JR, 1991. BIOCLIM: a bioclimate analysis and prediction system. In: *Nature Conservation: Cost Effective Biological Surveys and Data Analysis*. Eds. Margules CR, Austin MP, CSIRO, Canberra, Australia, 64-68.
- Dormann CF, McPherson JM, Araújo MB, Bivand R, Bolliger J, Carl G, Davies RG, Hirzel A, Jetz W, Kissling WD, Kühn I, Ohlemüller R, Peres-Neto PR, Reineking B, Schröder B, Schurr FM, Wilson R, 2007. Methods to account for spatial autocorrelation in the analysis of species distributional data: a review. *Ecography* 30, 609-628.
- Elith J, Graham CH, Anderson RP, Dudík M, Ferrier S, Guisan A, Hijmans RJ, Huettmann F, Leathwick JR, Lehmann A, Lohmann JLLG, Loiselle BA, Manion G, Moritz C, Nakamura M, Nakazawa Y, Overton JMM, Perterson AT, Phillips SJ, Richardson K, Scachetti-Pereira R, Shapire RE, Soberón J, Williams S, Wisz MS, Zimmermann NE, 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29, 129-151.
- Elith J, Kearney M, Phillips S, 2010. The art of modelling range-shifting species. *Meth. Ecol. Evol.* 1, 330-342.
- Elith J, Leathwick J, 2009. Species distribution models: Ecological explanation and prediction across space and time. *Annu. Rev. Ecol. Evol. S.* 40, 677-697.
- European Commission, 2008. Towards an EU strategy on invasive species - impact assessment. Commission staff working document. Annex. COM (2008) 789 final. [WWW document: <http://eur-lex.europa.eu>, SEC (2008) 2887; accessed on 01 May 2011].
- Fitzpatrick MC, Hargrove WW, 2009. The projection of species distribution models and the problem of non-analog climate. *Biodivers. Conserv.* 18, 2255-2261.
- Galvan TL, Burkness EC, Hutchison WD, 2006. Wine grapes in the Midwest: reducing the risk of the Multicolored Asian Lady Beetle. Public. 08232. University of Minnesota Extension Service, St. Paul, Minnesota.
- Hanley J, McNeil B, 1982. The meaning of the use of the area under a receiver operating characteristic (ROC) curve. *Radiology* 143, 29-36.
- Heikkinen RK, Luoto M, Araújo MB, Virkkala R, Thuiller W, Sykes MT, 2006. Methods and uncertainties in bioclimatic envelope modelling under climate change. *Prog. Phys. Geog.* 30, 751-777.
- Hijmans RJ, Cameron SE, Parra JL, Jones PG, Jarvis A, 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *Int. J. Climatol.* 25, 1965-1978.

- Hijmans RJ, Cruz M, Rojas E, Guarino L, 2001. Computer tools for spatial analysis of plant genetic resources data: 1. DIVA-GIS. *Plant Genet. Res. Newsl.* 127, 15-19.
- Hulme PE, 2009. Trade, transport and trouble: managing invasive species pathways in an era of globalisation. *J. Appl. Ecol.* 46, 10-18.
- Hutchinson MF, 1995. Interpolating mean rainfall using thin plate smoothing splines. *Int. J. Geogr. Inf. Sci.* 9, 385-403.
- Hutchinson MF 2004. Anusplin version 4.3. Centre for Resource and Environment Studies. The Australian National University, Canberra.
- IPCC, 2007. Summary for Policymakers. In: Solomon S, Qin D, Manning M, Chen Z, Marquis M, Averyt KB, Tignor M, Miller HL, (eds.) 2007. *Climate change 2007: the physical science basis. Contribution of Working Group I to the fourth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* Cambridge University Press, Cambridge and New York, pp. 1-18.
- Jeschke JM, Strayer DL, 2008. Usefulness of bioclimatic models for studying climate change and invasive species. *Ann. NY. Acad. Sci.* 1134, 1-24.
- Kenis M, Roy HE, Zindel R, Majerus MEN, 2008. Current and potential management strategies against *Harmonia axyridis*. *BioControl* 53, 235-252.
- Kimberling DN 2004. Lessons from history: predicting successes and risks of intentional introductions for arthropod biological control. *Biol. Invasions* 6, 301-318.
- Koch RL, 2003. The multicolored Asian Lady beetle, *Harmonia axyridis*: a review of its biology, uses in biological control, and non-target impacts. *J. Insect. Sci.* 3, 1-16.
- Koch RL, Galvan TL, 2008. Bad side of a good beetle: the North American experience with *Harmonia axyridis*. *BioControl* 53, 23-35.
- Koch RL, Venette RC, Hutchison WD, 2006. Invasions by *Harmonia axyridis* (Pallas) (Coleoptera: Coccinellidae) in the Western Hemisphere: Implications for South America. *Neotrop. Entomol.* 35, 421-434.
- Mack RN, Simberloff D, Lonsdale WM, Evans H, Clout M, Bazzaz FA, 2000. Biotic Invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecol. Appl.* 10, 689-710.
- Mateo RG, Croat TB, Felicísimo AM, Munoz J, 2010. Profile or group discriminative techniques? Generating reliable species distribution models using pseudo-absences and target-group absences from natural history collections. *Divers. Distrib.* 16, 84-94.
- Mooney HA, Cleland EE, 2001. The evolutionary impact of invasive species. *PNAS.* 98, 5446-5451..
- Pearce J, Ferrier S, 2000. An evaluation of alternative algorithms for fitting species distribution models using logistic regression. *Ecol. Model.* 128, 128-147.
- Pearson RG, Raxworthy CJ, Nakamura M, Peterson AT, 2007. Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *J. Biogeogr.* 34, 102-117.
- Peterson AT, Vieglais DA, 2001. Predicting species invasions using ecological niche modeling: new approaches from bioinformatics attack a pressing problem. *BioScience* 51, 363-371.
- Phillips SJ, Anderson RP, Schapire RE, 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecol. Model.* 190, 231-259.
- Phillips SJ, Dudík M, 2008. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and comprehensive evaluation. *Ecography* 31, 161-175.
- Poutsma J, Loomans AJM, Aukema B, Heijerman T, 2008. Predicting the potential geographical distribution of the harlequin ladybird, *Harmonia axyridis*, using the CLIMEX model. *BioControl* 53, 103-125.
- Rebel H, Jones G, 2010. Ground validation of presence-only modelling with rare species: a case study on barbastelles *Barbastella barbastellus* (Chioptera: Vespertilionidae). *J. Appl. Ecol.* 47, 410-420.

-
- Rödger D, 2009. 'Sleepless in Hawaii' – does anthropogenic climate change enhance ecological and socioeconomic impacts of the alien invasive *Eleutherodactylus coqui* Thomas, 1966 (Anura: Eleutherodactylidae)? North-West. J. Zool. 5, 16-25.
- Rödger D, Lötters S, 2009. Niche shift versus niche conservatism? Climatic characteristics within the native and invasive ranges of the Mediterranean Housegecko (*Hemidactylus turcicus*). Glob. Ecol. Biogeogr. 18, 674-687. .
- Rödger D, Weinsheimer F, Lötters S, 2010. Molecules meet macroecology – combining Species Distribution Models and phylogeographic studies. Zootaxa 2426, 54-60.
- Van Lenteren JC, Loomans AJM, Babendreier D, Bilger F, 2008. *Harmonia axyridis*: an environmental risk assessment for Northwest Europe. BioControl 53, 37-54.
- Yamamura K, Kiritani K, 1998. A simple method to estimate the potential increase in the number of generations under global warming in temperate zones. Appl. Entomol. Zool. 33, 289-298.

KAPITEL 3

**WER HAFTET FÜR FOLGESCHÄDEN
VON NEOZOEN?**

DAS PROBLEM DES ASIATISCHEN MARIENKÄFERS

Zusammenfassung

Der Asiatische Marienkäfer, *Harmonia axyridis* (Pallas, 1773) (Coleoptera: Coccinellidae), stellt in Europa und Nordamerika eine gebietsfremde invasive Art dar. Ursprünglich für die biologische Schädlingsbekämpfung in Gewächshäusern eingeführt, breitet sie sich rapide aus und gilt nunmehr als Schädling. Neben negativen Auswirkungen auf die nativen Lebensgemeinschaften verursacht die Art in den USA finanziell hohe Schäden im Weinbau. Auch wenn solche in Europa bislang nicht aufgetreten sind, stellt der Käfer hier eine potenzielle Bedrohung dar. In diesem Beitrag wird neben Erkenntnissen über das Verbreitungs- und Schadpotential von *H. axyridis* die Problematik der Haftung für mögliche Schäden in Deutschland beleuchtet. Dabei stellt sich die Frage, inwieweit Private – Vertreiber und Verwender des Käfers – sowie die öffentliche Hand zur Haftung herangezogen werden können.

Summary

The Asian ladybeetle, *Harmonia axyridis* (Pallas, 1773) (Coleoptera: Coccinellidae), is an alien invasive species in Europe and North-America. Originally introduced for biological pest control in greenhouses, it is currently rapidly spreading and has now becoming a pest species itself. Beside its negative impacts on native biodiversity, it also causes high financial damage in viticulture in the USA. Even though, damages have so far not reported from Europe, the Asian ladybeetle at least faces here potential threat. This article highlights, in addition to findings about the potential distribution and impact of *H. axyridis*, the complex of problems of liability for potential damages in Germany. In particular, it is discussed how far private individuals –distributors or user of the beetle – and public authorities can be made responsible from a judicial point of view.

3.1 Einsatz des Asiatischen Marienkäfers in der biologischen Schädlingsbekämpfung

Invasive Arten können ernste Probleme in natürlichen Ökosystemen, in der Land- und Forstwirtschaft sowie für die Bevölkerung darstellen. Die resultierenden Schäden belaufen sich nach Schätzungen der Europäischen Kommission auf jährlich 12 Mrd. Euro (KOM(2008)789 endgültig). Das Einbringen gebietsfremder Arten für die biologische Schädlingsbekämpfung ist daher kritisch zu sehen, da sie invasiv werden, sich dauerhaft etablieren und heimische Arten verdrängen können.

Ein aktuelles Beispiel ist der Asiatische Marienkäfer (Abb. 3.1), *Harmonia axyridis* (Pallas, 1773) (Coleoptera: Coccinellidae). Nach guten Erfahrungen mit *H. axyridis* in Gewächshäusern in den USA seit 1916 wurde die Art 1982 nach Frankreich eingeführt und für die Bekämpfung von Blattläusen in geschlossenen Anlagen verbreitet (Koch 2003). Obwohl in Nordamerika infolge von Freilandausbringungen im Jahre 1988 die ersten sich in der Natur fortpflanzenden Exemplare auftraten (van Lenteren 2008), ging man in Europa vereinzelt dazu über, den Käfer als Nützling im Freiland auszubringen (Poutsma et al. 2008). Seither breitet sich die Art in Europa aus, insbesondere seit 2002, und kommt mittlerweile in 13 europäischen Ländern vor, wo er nun teilweise als Lästling oder Schädling gilt (Brown et al. 2008) (Abb. 3.2).



Abbildung 3.1: Die drei in Europa etablierten Farbvarianten des Asiatischen Marienkäfers (*Harmonia axyridis*, Hauptbild: *f. succinea*, oben links: *f. spectabilis*, oben rechts: *f. conspicua*) sind auch in deutschen Weinbergen zu finden (Mertesdorf, Nähe Trier, September 2009). Photos: Kerstin Bidinger. (Abbildung leicht abgeändert zum veröffentlichten Artikel).

3.2 Verbreitungspotential in Europa

GIS-basierte Verbreitungsmodelle von Arten sind nützliche Werkzeuge zur Ableitung von Handlungsoptionen und Managementstrategien in Bezug auf Ausbreitungspotentiale gebietsfremder Arten. Derartige Modelle basieren auf ökologischer Information an bekannten Fundpunkten, woraus eine „idealisierte“ Nische berechnet wird, die anschließend auf einen größeren geographischen Raum projiziert wird. Ein Modell zum Ausbreitungspotential von *H. axyridis* in Europa erstellten wir mit Maxent (Phillips et al. 2006), basierend auf 171 Fundpunkten und 19 Klimaparametern. Es ist davon auszugehen, dass die Art unter anderem über weite Teile Westeuropas günstige Bedingungen findet und sich noch weiter ausbreitet (Abb. 3.3).

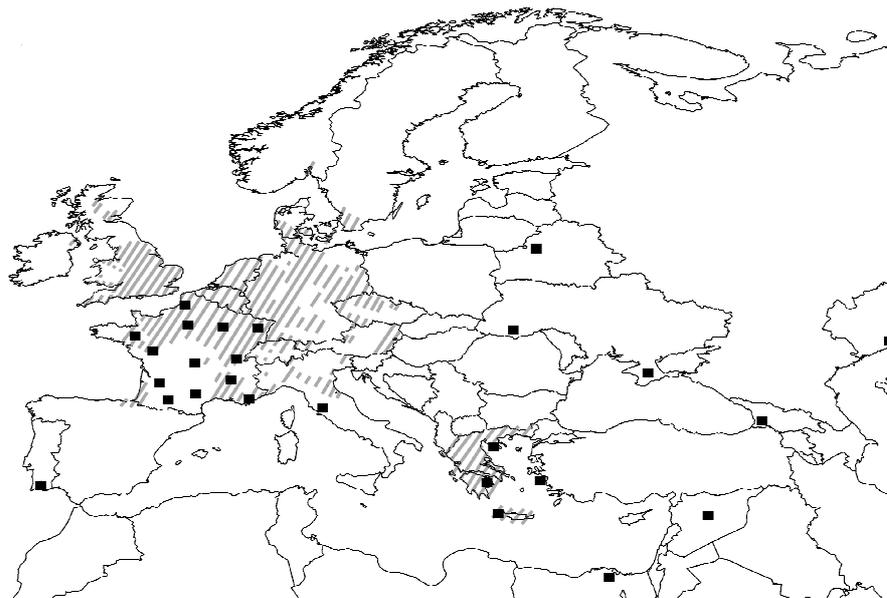


Abbildung 3.2: Bekannte Verbreitung des Asiatischen Marienkäfers in Europa (gestrichelt) und bekannte Aussetzungsorte im Freiland (Quadrate) (nach Brown et al. 2008; Burgio et al. 2008; Poutsma et al. 2008; <http://www.gbif.org>; <http://www.europe-aliens.org/>; http://pagesperso-orange.fr/vinc.ternois/cote_nature/Harmonia_axyridis/; <http://www.harlequin-in-survey.org/#>; http://www.inbo.be/content/page.asp?pid=EN_FAU_INS_LAD_DIS_start; <http://www.cabi-e.ch/harmonia/deutch.html>; alle aufgerufen am 15.12.2009).

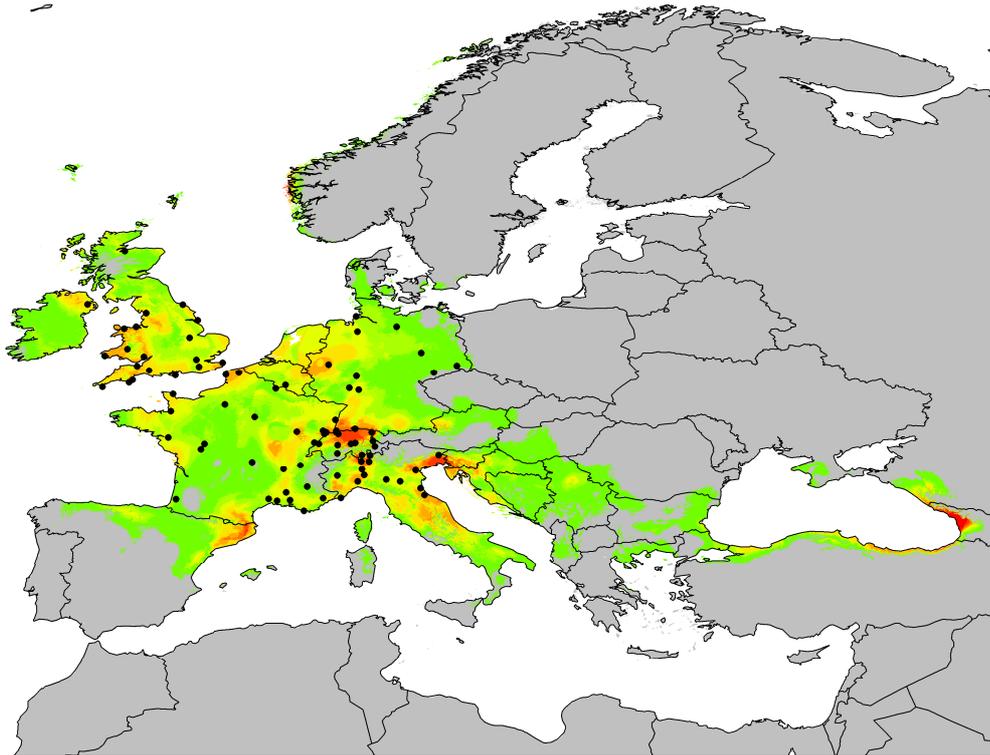


Abbildung 3.3: Modell zum Ausbreitungspotential des Asiatischen Marienkäfers in Europa für das derzeitige Klima. Wärmere Farben deuten auf eine größere Eignung und letztlich Vorkommenswahrscheinlichkeit für die Art hin. Neben den Gebieten, in denen sie bereits etabliert ist, ist der Süden von Italien und Frankreich sowie Nordspanien, die Balearen, Korsika und Sardinien klimatisch für die Art ebenso geeignet. Auch ein Großteil der Schwarzmeerküste sowie Irland, die Länder des Balkans und des Dinarischen Gebirges liegen im potentiellen Vorkommensgebiet des Asiatischen Marienkäfers. Warum er sich in Südfrankreich sowie Mittel-Italien trotz Einbringung noch nicht etabliert hat ist bislang unklar (vgl. Abb. 3.2).

3.3 Schadpotential

Das Schadpotential des Asiatischen Marienkäfers betrifft sowohl natürliche Ökosysteme als auch die Landwirtschaft, speziell den Weinbau (Abb. 3.4). Ein nachhaltiger Schaden durch die Konkurrenzstärke von *H. axyridis* an der nativen Fauna ist lokal nachgewiesen (Koch 2003). Dementsprechend besteht für Europa insgesamt ein hohes Risiko bezüglich der Auswirkungen der Art auf die Umwelt, was den Rückgang sowohl von Nahrungskonkurrenten als auch von Beute-Arten des Asiatischen Marienkäfers betrifft (van Lenteren et al. 2008).

Während die Art keinen direkten Schaden an angebauten Weinpflanzen und -beeren hervorruft, sind im Zuge der Weinherstellung trotzdem ökonomische Auswirkungen zu erwarten. Der Käfer tritt im Herbst in Massen in Weinbergen auf und ernährt sich von vorgeschädigten Trauben. Ein mit *H. axyridis* durch unbeabsichtigte Miternte und -kelterung verunreinigter Wein verändert sich in Geschmack und Geruch, wobei der relative,

geschmacklich-olfaktorische Schwellenwert bei vier bis acht Käfern auf 100 Weintrauben liegt. Verantwortlich hierfür ist eine Substanz in der Hämolymphe, die bei *H. axyridis* im Vergleich zu europäischen Arten um das hundertfache konzentrierter auftritt (Hoffmann et al. 2007). Der wirtschaftliche Schaden durch den unverkäuflich gewordenen Wein beläuft sich nach Sears (2004) in den USA auf mehrere Millionen Dollar. In Europa sind bisher kaum Schäden aufgetreten.



Abbildung 3.4: Das Schadpotential des Asiatischen Marienkäfers besteht vorwiegend in der Schädigung von Obst (Weinbeeren, Pflaumen, Äpfel, Himbeeren; kleine Bilder), wobei ökologische Schäden insbesondere durch unbeabsichtigte Miternte und Kelterung in der Weinwirtschaft auftreten. Zu Überwinterungszwecken dringt er zudem in Massen in Häuser ein (Hauptbild) (Bildquellen: Hauptbild: S. Cresswell, links oben: www.mtngvr.missouristate.edu, links mitte: Bayer CropScience World, links unten: M. Klenner, unten mitte: S. Wold Burkness, unten rechts: www.oardc.ohio-state.edu). (Abbildung nicht in veröffentlichtem Artikel).

3.4 Eine flugunfähige Variante – die Lösung?

Als Reaktion auf die kritische Betrachtung von *H. axyridis* im biologischen Pflanzenbau hat der französische Hauptvertreiber „Biotop“ (<http://www.biotop.fr>, aufgerufen am 1. Dezember 2009) im Jahr 2000 seinen Verkauf eingestellt. Inzwischen brachte er jedoch die flugunfähige Variante Coccibelle® auf den Markt. Diese soll ein deutlich geringeres Schadpotential als die Wildform aufweisen, da die Erreichbarkeit von

Überwinterungsquartieren sowie von Nahrungsquellen, außer unmittelbar vor Ort vorhandenen, fast nicht möglich sei und somit die Variante in der Natur nicht dauerhaft bestehen könne. Coccibelle ist nach „Biotop“ kein gentechnisch veränderter Organismus (für den die RL 2001/18/EG Ausbringungsrestriktionen vorsieht), sondern eine selektive, homozygote Züchtung von Mutanten (Tourniaire et al. 2000). Eine Rückmutation mit bereits etablierten flugfähigen *H. axyridis* ist jedoch nicht auszuschließen. Passive Verbreitung kann zudem eine vorhandene lokale Begrenztheit der flugunfähigen Variante aufbrechen.

Das Schadpotential bezüglich der Konkurrenz mit nativen Arten bzw. des Rückgangs von Beute-Arten und der Konzentration der Hämolympkensubstanz bleiben bei Coccibelle erhalten. Außerdem werden von *H. axyridis* südexponierte Mauern ebenso als Überwinterungsquartiere benutzt wie Häuser (Koch 2003), so dass das Überleben von Coccibelle im Winter nicht ausgeschlossen werden kann. Insofern kann von einer deutlichen Minderung des Ausbreitungs- und Schadpotentials von Coccibelle ohne vorherige detaillierte ökologische Untersuchung nicht gesprochen werden.

3.5 Haftung für Schäden durch den Asiatischen Marienkäfer und Coccibelle

Bei Schäden durch invasive Arten stellt sich die Frage wer haftbar gemacht werden kann. Eine gebietsfremde Art wird nach § 7 Abs. 2 Nr. 8 BNatSchG als Tier- und Pflanzenart definiert, die in dem betreffenden Gebiet in freier Natur nicht oder seit mehr als 100 Jahren nicht mehr vorkommt. Invasiv ist eine Art, deren Vorkommen außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebiets für die dort natürlich vorkommenden Ökosysteme, Biotope oder Arten ein erhebliches Gefährdungspotenzial darstellt, § 7 Abs. 2 Nr. 9 BNatSchG. Im Gegensatz zu verschiedenen OECD-Staaten besitzt die EU kein umfassendes Rechtsinstrument im Umgang mit invasiven Arten. Auch Mechanismen zur Harmonisierung oder Anpassung von Vorgehensweisen zwischen Nachbarländern oder innerhalb von Subregionen existieren nicht (KOM(2008) 789 endgültig). Obwohl einige Staaten, wie etwa die Schweiz im Jahr 1997 (Brown et al. 2008), die Ausbringung von *H. axyridis* verboten haben, breitet sich die Art über politische Grenzen hinweg weiter aus. So kommt sie mittlerweile auch in Österreich und Luxemburg flächendeckend vor, obwohl sie dort nie ausgesetzt wurde (Abb. 3.2). Eine Ausbreitung über weitere Teile Europas ist zu erwarten (Abb. 3.3).

3.5.1 Genehmigungspflicht, Amtshaftung und Gefahrenabwehr

Marienkäfer werden zum Zweck der biologischen Schädlingsbekämpfung ausgebracht, gelten aber nicht als Pflanzenschutzmittel i.S.d. Pflanzenschutzgesetzes (PflSchG). Eine pflanzenschutzrechtliche Genehmigungspflicht für die Ausbringung von Arthropoden

besteht nicht. Das Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV) ist zwar ermächtigt, durch Rechtsverordnung Einfuhr, Inverkehrbringen und Verwendung von Tieren unter Genehmigungsvorbehalt zu stellen (§ 3 Abs. 1 Nr. 17 PflSchG), machte davon aber bislang keinen Gebrauch.

Ein Genehmigungserfordernis sieht dagegen § 40 Abs. 4 des BNatSchG für die Ausbringung von Tieren und gebietsfremden Pflanzen in der freien Natur vor. Die Genehmigung ist zu versagen, sofern eine Gefährdung von Ökosystemen, Biotopen oder Arten der Mitgliedstaaten nicht auszuschließen ist. Entsprechend der systematischen Stellung im Gesetz dient das Genehmigungserfordernis allein dem Schutz wild lebender Tier- und Pflanzenarten.

Der Prüfungsumfang der Behörde umfasst daher nicht die Frage, ob Schäden an kultivierten Weinbergen zu erwarten sind. In Deutschland darf eine naturschutzrechtliche Genehmigung weder für die Ausbringung von *H. axyridis* noch für Coccibelle erteilt werden, da beide wegen ihres Schadpotentials das bestehende Ökosystem gefährden können. Die Genehmigungsbehörde könnte indes selbst dann nicht haftbar gemacht werden, wenn sie zu Unrecht eine Ausbringungsgenehmigung erteilen würde und es dadurch zu Schäden käme. Der einschlägige Amtshaftungsanspruch (§ 839 Abs. 1 BGB i.V.m. Art. 34 GG) setzt voraus, dass ein Beamter vorsätzlich oder fahrlässig die ihm einem Dritten gegenüber obliegende Amtspflicht verletzt. Die unrechtmäßige Genehmigungserteilung stellt zwar eine Amtspflichtverletzung dar. Sofern Schäden an einheimischen Arten auftreten, fehlt es aber am Drittbezug, da Regelungen zum Schutz der Natur nur den Interessen der Allgemeinheit zu dienen bestimmt sind. Bei Schäden an Kulturpflanzen liegt in der Genehmigungserteilung schon keine Amtspflichtverletzung, da sich die naturschutzbehördliche Prüfungspflicht nicht auf diese Pflanzen erstreckt.

Zur Abwehr einer Gefährdung für wild lebende Tier- und Pflanzenarten kann nach § 40 Abs. 6 BNatSchG die Beseitigung von ungenehmigt ausgebrachten oder in die freie Natur entkommenen Tieren angeordnet werden. Trotz fehlender Prüfungspflicht hinsichtlich einer Gefährdung von Kulturpflanzen kann die Behörde nach den Regeln der Gefahrenabwehr Maßnahmen ergreifen, wenn sie Kenntnisse darüber erlangt, dass eine Gefahr für die öffentliche Sicherheit und Ordnung besteht. Das Eigentum der Winzer am Wein stellt ein Schutzgut der öffentlichen Sicherheit dar. Eine konkrete Gefahr liegt vor, wenn im Einzelfall ein Zustand besteht, der bei ungestörtem Fortgang des Geschehens in absehbarer Zeit mit hinreichender Wahrscheinlichkeit zur Schädigung des Schutzgutes führt (Schenke 2009). Fraglich ist, ob *H. axyridis* und Coccibelle eine Gefahr im juristischen Sinn darstellen.

Gegen einen Schadenseintritt in absehbarer Zeit spricht, dass *H. axyridis* sich bereits seit Jahren in Europa verbreitet, bislang aber noch keine Schäden im Weinbau anrichtete.

Unsicher ist daher, wann und ob überhaupt Schäden auftreten. Für die Schadenswahrscheinlichkeit spricht aber, dass in Nordamerika unter ähnlichen klimatischen Bedingungen Schäden an Wein verursacht wurden. In Deutschland sind die Tiere bereits häufig in Weinbergen zu finden. Es scheint nur eine Frage der Zeit zu sein, bis es auch hier zu Schäden kommt. Dies gilt wegen des hohen Schadpotentials für *H. axyridis* und für Coccibelle. Daher ist die Behörde berechtigt, Abwehrmaßnahmen zu ergreifen, wenn größere Käferpopulationen in den Weinbergen oder deren Nähe auftreten. Eine Pflicht zum behördlichen Handeln besteht allerdings nicht. Das Entschließungsermessen der Behörde, also ihre Entscheidung darüber, ob sie tätig wird, ist nicht auf Null reduziert. Zu einem Anspruch auf Einschreiten verdichtet sich dieses Ermessen lediglich in Fällen, in denen nur eine einzige rechtmäßige Behördenentscheidung denkbar ist (BayVGh, 23.06.2008, Az. 11 CE 08.745). Aufgrund der dargestellten Unsicherheiten hinsichtlich Eintritt und Ausmaß von Schäden sind hier jedoch mehrere rechtmäßige Behördenentscheidungen denkbar. Der Bürger (Winzer) hat lediglich einen Anspruch auf ermessensfehlerfreie Entscheidung, nicht aber auf behördliches Einschreiten. Schreitet die Behörde nicht ein, so können daraus zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Schadensersatzansprüche des Geschädigten erwachsen.

3.5.2 Privatrechtliche Haftung

Das private Umweltrecht besteht grundsätzlich aus deliktischen Schadensersatzansprüchen, verschuldensunabhängigen Aufopferungsansprüchen und Ansprüchen aus Gefährdungshaftung sowie Beseitigungs- und Unterlassungsansprüchen. Als geeigneter Adressat dieser Ansprüche kommt neben den Verwendern, die *H. axyridis* zur biologischen Schädlingsbekämpfung einsetzen, auch der Vertreiber beziehungsweise „Züchter“ in Betracht.

Untersucht man die zivilrechtlichen Möglichkeiten der durch *H. axyridis* beeinträchtigten Rechtsträger gegenüber dem Verwender der Art, so gilt es zu unterscheiden, ob der Käfer bereits ausgesetzt wurde und eine sich erhaltende Population bilden konnte (Fall von *H. axyridis*) oder ob eine Aussetzung erst zukünftig geplant ist (Fall von Coccibelle). In letzterem Fall kann bei drohender Beeinträchtigung eines von § 1004 BGB geschützten Rechtsguts auf Unterlassung der Beeinträchtigung geklagt werden, soweit keine Duldungspflicht besteht. Wie dargestellt, weisen sowohl *H. axyridis* wie auch Coccibelle ein hohes bzw. potentiell hohes Ausbreitungs- und eigentumsrelevantes Schadpotential auf. Auch sind die benannten Gefahren nicht gemäß § 906 Abs. 1, 2 BGB durch den potentiell Beeinträchtigten zu dulden. Aufgrund des hohen Ausbreitungs- und Schadpotentials sowie der Einordnung des asiatischen Marienkäfers als gebietsfremde Art können die Gefahren

weder als unwesentlich noch als ortsüblich qualifiziert werden. In der Folge ergibt sich die Möglichkeit, bei erwarteten Eigentumsbeeinträchtigungen die Unterlassung des Einsatzes von Coccibelle zu erreichen.

Anders stellt sich die Situation dar, wenn, wie im Fall von *H. axyridis*, schon eine über Jahrzehnte gebildete, invasive Population vorliegt. Ein Unterlassungsanspruch aus § 1004 Abs. 1 S. 2 BGB ist hier für den durch die Käfer Beeinträchtigten nicht mehr zielführend. Ebenso wird ein sich aus § 1004 Abs. 1 S. 1 BGB ergebender Anspruch auf Beseitigung des Käferbestandes nicht durchgreifen. Der hierzu notwendige Nachweis, dass die oben benannten Eigentumsbeeinträchtigungen einem bestimmten Verursacher zurechenbar sind, wird bei einer Art, die sich über lange Zeiträume unter Mitwirkung vieler Akteure ausgebreitet hat und mittlerweile eine natürliche Population bildet, regelmäßig nicht gelingen.

Flankiert werden die Beseitigungs- und Unterlassungsansprüche durch deliktische Schadensersatzansprüche gem. §§ 823 ff. BGB sowie den Aufopferungsanspruch aus § 906 Abs. 2 S. 2 BGB. Ist ein Schaden durch die Ausbringung von *H. axyridis* in Form einer Eigentumsbeeinträchtigung eingetreten, so kommt grundsätzlich eine Haftung des Verwenders aus §§ 823 ff. BGB in Betracht. Die Beeinträchtigung eigentumsfreier Natur hingegen, beispielsweise durch Biodiversitätsverlust, wird vom Haftungsrecht nicht erfasst (Holljesiefken 2007). Neben der Rechtsgutsverletzung verlangt die deliktische Haftung das Vorliegen einer haftungsbegründenden Kausalität, also des Nachweises, dass der Schädiger eine notwendige Bedingung für den Eintritt der Rechtsgutsverletzung gesetzt hat. Wie angesprochen, wird der durch *H. axyridis* Geschädigte diesen Nachweis kaum erbringen können, was praktisch dazu führt, dass durch *H. axyridis* entstandene Schäden nicht über das Deliktsrecht ausgeglichen werden können.

Aus selbigem Grunde wird auch ein nachbarrechtlicher Ausgleichsanspruch analog § 906 Abs. 2 S. 2 BGB ausscheiden müssen, da auch dieser die Zurechenbarkeit der durch die von *H. axyridis* verursachten Beeinträchtigungen verlangt.

Im Ergebnis ist festzustellen, dass eine Haftung der Verwender von *H. axyridis* wegen der aufgezeigten Kausalitätsprobleme praktisch ausgeschlossen ist. Über dieses Ergebnis vermag auch die Norm des § 830 Abs. 1 S. 2 BGB nicht hinweg zu helfen. Diese Norm greift nur, wenn es sich bei den Verhaltensweisen der verschiedenen Emittenten um einen einheitlichen, örtlich und zeitlich zusammenhängenden Vorgang handelt (Niewerth 1993).

In anderer Weise kann sich die Situation jedoch darstellen, wenn der durch *H. axyridis* Geschädigte nicht den Verwender, sondern den Vertreiber bzw. „Züchter“ in Anspruch zu nehmen versucht. Die eingangs dargestellten Zurechnungsprobleme stellen sich hier in weniger scharfer Form, da nicht eine Vielzahl von Emittenten, sondern meist nur ein

begrenzter Personenkreis oder sogar nur ein konkreter Haftungsadressat in Betracht kommt. Hier besteht grundsätzlich die Möglichkeit einer Haftung des Vertreibers bzw. Züchters nach § 823 Abs. 1 BGB. Die bestehenden Beweisprobleme des Geschädigten werden durch die Grundsätze der Beweislastumkehr bei der Produkthaftung gemildert.

Neben der verschuldensabhängigen Deliktshaftung besteht ferner grundsätzlich die Möglichkeit der verschuldensunabhängigen Produkthaftung aus § 1 ProdHaftG. Diese Norm schützt freilich nur den Privatmann. Sachschäden im gewerblichen Bereich werden nicht ersetzt. Regelmäßig entstehen die durch *H. axyridis* und Coccibelle verursachten Schäden jedoch an gewerblich genutzten Bewirtschaftungsflächen, was auf deren höheres Aufkommen und die hier verwendeten Erntemethoden, bspw. den Einsatz von Vollerntemaschinen, zurückzuführen ist.

Des Weiteren erlöschen die Ansprüche des ProdHaftG 10 Jahre, nachdem der Hersteller das Produkt in Verkehr gebracht hat. Schäden durch invasive gebietsfremde Arten entstehen jedoch nicht unmittelbar nach dem In-Verkehr-Bringen, sondern meist deutlich später. Das private Haftungsrecht ist folglich nur unzureichend auf durch gebietsfremde Arten hervorgerufene Schäden eingestellt, was im Wesentlichen auf die benannten Zurechnungsprobleme zurückzuführen ist.

3.5.3 Umweltschadensgesetz

Eine Haftung für bis dahin nicht erfasste Schäden an eigentumsfreier Natur begründete die Umwelthaftungs-Richtlinie 2004/35/EG, die 2007 durch das Umweltschadensgesetz (USchadG) in deutsches Recht umgesetzt wurde. Dem Verantwortlichen werden nach §§ 4 - 6 USchadG Informations-, Gefahrenabwehr- oder Sanierungspflichten bei unmittelbar drohender Gefahr bzw. dem Eintreten eines Umweltschadens auferlegt. Verantwortlicher ist nach § 2 Nr. 3 USchadG, wer den Umweltschaden unmittelbar durch seine berufliche Tätigkeit verursacht, Inhaber einer Zulassung oder Genehmigung für solche Tätigkeiten ist oder diese anmeldet bzw. notifiziert. Die zuständige Behörde überwacht die genannten Maßnahmen, kann dem Verantwortlichen aufgeben, Informationen vorzulegen, die erforderlichen Vermeidungsmaßnahmen zu treffen oder erforderliche Schadensbegrenzungs- und Sanierungsmaßnahmen zu ergreifen. Der Anwendungsbereich des Gesetzes ist jedoch beschränkt. Erfasst sind nur Umweltschäden bzw. die unmittelbare Gefahr solcher Schäden. Der Umweltschaden wird nach § 2 Nr. 1 USchadG i.V.m. § 19 BNatSchG definiert als Schaden an Arten und Lebensräumen, die in Art. 4 Abs. 2 oder im Anhang I der Vogelschutzrichtlinie 79/409/EWG oder in den Anhängen II und IV der sog. FFH-Richtlinie 92/43/EWG gelistet sind. Weder die heimischen Marienkäfer noch die kultivierten Weinpflanzen werden dort aufgeführt. Folglich scheidet eine Haftung nach dem

Umweltschadensgesetz bei den durch *H. axyridis* oder Coccibelle verursachten Schäden aus. Erst wenn festgestellt würde, dass gelistete Tier- und Pflanzenarten betroffen sind, käme eine Haftung nach dem Umweltschadensgesetz in Betracht.

3.6 Schlussfolgerungen

Die derzeitige Rechtslage ist lückenhaft und wenig zufriedenstellend, wenn es um die Haftung für Schäden durch gebietsfremde Arten geht. Ein wichtiger Schritt wäre die Wahrnehmung der Verordnungsermächtigung des § 3 Abs. 1 Nr. 17 PflSchG durch das BMELV und die Schaffung eines Genehmigungserfordernisses für Einfuhr, Inverkehrbringen und Verwendung von Tieren zur Schädlingsbekämpfung. Sinnvoll erscheint zudem, den Antrag gemäß § 40 Abs. 4 BNatSchG nicht dem Verwender, sondern dem Vertreiber aufzuerlegen (Herz et al. 2007). Derzeit stellt § 40 Abs. 4 BNatSchG auf das Ausbringen der Arten ab. Der Verwaltungsaufwand ließe sich reduzieren, würde man den Vertreiber und nicht den Verwender verpflichten, die Genehmigung einzuholen, wie dies z.B. bei der Zulassung von Pflanzenschutzmitteln nach § 11 PflSchG der Fall ist. Der Kreis möglicher Schädiger würde verringert, der Kausalitätsnachweis erleichtert.

Da gebietsfremde Arten eine grenzüberschreitende Gefahr darstellen, kann Schäden allein durch nationale Strategien nicht adäquat begegnet werden. Die Europäische Kommission hat dieses Problem erkannt und stellt die Entwicklung einer EU-Strategie in Aussicht (KOM(2008) 789 endgültig). Diskutiert werden Regelungsansätze unterschiedlicher Intensität. Sie reichen von der Etablierung von Frühwarnsystemen und Artentilgungsplänen bis hin zur Schaffung spezifischer Rahmenregelungen. Weiterhin könnte ein Einfuhrverbot für „invasive Arten“, ähnlich des Verbotes für „besonders geschützte Arten“ in § 41 BNatSchG, geschaffen werden. Letztlich ist biologische Schädlingsbekämpfung freilich schonender und, soweit keine Sicherheitsrisiken bestehen, den chemischen Insektiziden vorzuziehen.

3.7 Literatur

- Brown PMJ, Adriaens T, Bathon H, Cuppen J, Goldarazena A, Hägg T, Kenis M, Klausnitzer BEM, Kovář I, Loomans AJM, Majerus MEN, Nedved O, Pedersen J, Rabitsch W, Roy HE, Ternois V, Zakharov IA, Roy DB, 2008. *Harmonia axyridis* in Europe: spread and distribution of a non-native coccinellid. *BioControl* 53, 5-21.
- Burgio G, Santi F, Lanzoni A, Masetti A, De Luigi V, Melandri M, Reggiani A, Ricci C, Loomans AJM, Maini S, 2008. *Harmonia axyridis* recordings in northern Italy. *Bull. Insectol.* 61, 361-364.
- Europäische Kommission, 2008. Hin zu einer EU-Strategie für den Umgang mit invasiven Arten. KOM(2008)789 endg. Brüssel. [WWW Dokument: <http://eur-lex.europa.eu>, aufgerufen am 9. Januar 2010].
- Herz A, Zimmermann O, Hassan SA, Huber J, 2005. Bericht über das vierte Fachgespräch zum biologischen Pflanzenschutz: "Trichogramma – Wissensstand und Zukunftsperspektiven". *Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd.* 57, 4–10.
- Hoffmann C, Bathon H, Hommes M, 2007. Der Asiatische Marienkäfer *Harmonia axyridis* (Pallas, 1773). *Informationsblatt der BBA.* [WWW Dokument: <http://www.bba.bund.de>, aufgerufen am 7. Februar 2010].
- Holljesiefken A, 2007. Die rechtliche Regulierung invasiver gebietsfremder Arten in Deutschland - Bestandsaufnahme und Bewertung -. In: Louis HW, Schumacher J, (Hrsg.) 2007. *Schriftenreihe Natur und Recht.* Band 8. Springer-Verlag. Berlin und Heidelberg. 389 S.
- Koch RL, 2003. The multicolored Asian Lady beetle, *Harmonia axyridis*: a review of its biology, uses in biological control, and non-target impacts. *J. Insect. Sci.* 3, 1-16.
- Niewerth J, 1993. Betriebliche Umwelt-Altlasten: Zivilrechtliche Haftung und Versicherungsschutz unter besonderer Berücksichtigung der Gewässerschaden-Haftpflichtversicherung. *VfW. Hamburger Reihe* Band 79. 325 S.
- Phillips SJ, Anderson RP, Schapire RE, 2006. Maximum entropy modelling of species geographic distributions. *Ecol. Model.* 190, 231–259.
- Poutsma J, Loomans AJM, Aukema B, Heijerman T, 2008. Predicting the potential geographical distribution of the harlequin ladybird, *Harmonia axyridis*, using the CLIMEX model. *BioControl* 53, 103-125.
- Schenke WR, 2009. *Polizei- und Ordnungsrecht.* 6. Auflage. Müller Verlag. Heidelberg. 428 S.
- Sears M, 2004. Origin, abundance and dispersal of the Multicoloured Asian Lady Beetle, *Harmonia axyridis*, in relation to Ontario vineyards. Ministry of Agriculture Food and Rural Affairs Ontario. Last reviewed 2008. [WWW Dokument: http://www.omafra.gov.on.ca/english/research/new_directions/projects/2004/sr9146.htm, aufgerufen am 6. Februar 2010].
- Tourniaire R, Ferran A, Giuge L, Piotte C, Gambier J, 2000. A natural flightless mutation in the ladybird, *Harmonia axyridis*. *Entomol. Exp. Appl.* 96, 33–38.
- Van Lenteren JC, Loomans AJM, Babendreier D, Bilger F, 2008. *Harmonia axyridis*: an environmental risk assessment for Northwest Europe. *BioControl* 53, 37-54.

Anoplophora glabripennis

—

DER ASIATISCHE LAUBHOLZBOCKKÄFER



CHAPTER 4

WORLDWIDE POTENTIAL **DISTRIBUTION**
OF THE **ASIAN LONGHORNED BEETLE**,
A TRANSNATIONAL **QUARANTINE PEST SPECIES**,
UNDER CURRENT AND FUTURE **CLIMATE**

Abstract

1 The Asian Longhorned Beetle (Coleoptera: Cerambycidae: *Anoplophora glabripennis*), ALB, has been and still is unintentionally introduced with wood packaging material from Asia into other countries. Meanwhile, ALB has established feral populations in North America and Europe.

2 Referring to the enormous ecological and economic damages caused by ALB to deciduous tree species in China, it is listed in the USA and the European Union as quarantine pest species. To develop effective management strategies, detailed knowledge on ALB's potential distribution, including those areas becoming environmentally suitable in the future, is crucial.

3 To evaluate and improve the findings of predicted regional distributions in previous studies, we generated a first worldwide Species Distribution Model for the wild (i.e. not urban areas as cities) with the 'state-of-the-art' algorithm and software Maxent under current climate and future climate a predicted for the year 2080.

4 Our results indicate that globally ALB has a high invasive potential both today and in the future. Although in Europe climatic suitability to ALB will increase, its potential distribution is predicted to decrease at the global scale.

5 As ALB is considered 'adaptive' to environmental, especially host tree change, its future impact should not be underestimated so that its classification as a quarantine pest species may be warranted.

4.1 Introduction

Invasive alien species are of major concern in conservation biology, agriculture, forestry and for the human society as they may successfully compete with native species thereby negatively influencing crop production (e.g. Davis 2009; Mack et al. 2000; Mooney and Cleland 2001; Nentwig 2008). Some invasive alien species are registered as dangerous quarantine pest species (European and Mediterranean Plant Protection Organization (EPPO) 2010; United States Department of Agriculture: Animal and Plant Health Inspection Service (USDA APHIS 2008). This requires management plans often leading to restrictions thereby affecting the global trade (e.g. International Plant Protection Convention (IPPC) 2009). Important aspects involve a species' potential to establish feral invasive populations coupled with its ability to expand its range (i.e. invasive potential) and a species' potential to cause economic and ecological damage (Holljesiefken 2007; International Plant Protection Convention <http://www.ippc.int>). While the second aspect mentioned is hard to appreciate (e.g. due to absence of data), a species' invasive potential can be estimated using Species Distribution Models, SDMs (e.g. Bomford et al. 2009; Elith et al. 2010; Franklin 2009; Jeschke and Strayer 2008; Peterson and Vieglais 2001). SDMs are based on the analogy of niche parameters between sites where the species occurs, i.e. its realized niche, and the projection of a derived, idealized niche over space and/or time (Bomford et al. 2009; Elith et al. 2010). In most of the cases, SDMs are generated using climate data, also allowing to analyze potential distribution areas under prognosticated future climate change (e.g. Elith et al. 2011). In addition, SDMs may help to identify possible shifts in either the realized and/or the fundamental niche during biological invasion (Bidinger et al. 2010; Soberón and Peterson 2005; Soberón 2007; Rödder and Lötters 2010).

According to the IUCN Invasive Species Specialist Group (<http://www.issg.org>, accessed 20 January 2011), one of the 100 'worst' invasive species is the Asian Longhorned Beetle, ALB (*Anoplophora glabripennis* Motschulsky; Coleoptera: Cerambycidae). Native to China, particularly in the north-eastern part (MacLeod 2002), South Korea and perhaps adjacent Japan (Haack et al. 2010; Hu et al. 2009; MacLeod 2002; Peterson 2003), ALB has unintentionally been introduced (Fig. 4.1) at least in 1996 and 2001 with exports of wood packaging material into North America and Europe, respectively (Haack et al. 2010; Hu et al. 2009). Here, it has subsequently established feral populations in both urban areas as cities and the wild. Meanwhile, it has been listed as a quarantine pest species (Haack et al. 2010; Hu et al. 2009; European and Mediterranean Plant Protection Organization <http://www.eppo.org>, accessed 20 January 2011). Adult specimens of ALB cause feeding damage on leaves, petioles twigs and the tender bark of host trees. More serious, ALB larvae feed in cambium and wood, leading to loss of turgor pressure, yellowing of leaves as well as branch death and in the most severe cases, to tree death, even in previously healthy trees.

Thus, ALB is considered a 'primary forest pest species' (Haack et al. 2010; Hu et al. 2009; MacLeod 2002).



Figure 4.1: Presence records with known establishment of ALB (lighter dots) and pseudo-absence points (darker dots) used for model building, respectively, within its native range (blue dots) and its invasive range in Europe and North America (red dots) (after Haack et al. 2010; Hu et al. 2009; Peterson 2003 and <http://www.aphis.usda.gov/>).

Massive ecological and economical problems caused by ALB were for the first time recognized in the 1980s within its native Chinese range after reforestation with monocultures, mostly consisting of *Populus* spp. (Hu et al. 2009). Despite efforts to eradicate potential threats caused by ALB to nature and economy and to prevent additional introductions, ALB now occurs in North America and Europe (Haack et al. 2010). However, it has been shown that its infestation success and damage potential depend on particular climatic or climate-related parameters. They are positively correlated with the temperature during larval development (Keena and Moore 2010), affecting the number of generations per year (Hu et al. 2009). Drought stress to host trees may increase the establishment potential as well as the amount of host trees available leading to a negative correlation of infestation success and tree species richness (Haack et al. 2010; Hu et al. 2009).

Both the threat to natural and economic resources through invasive alien populations of ALB in the wild and that its survival largely depends on climatic conditions makes this species suitable to predict its invasive potential via SDMs. Such models have been developed by Peterson (2003) for North America and by MacLeod et al. (2002) for Europe. Along with the prediction of ALB's potential distribution for the northern hemisphere by Hu

et al. (2009), these applications suggest that much of North America, Europe and Asia are suitable to ALB.

In this paper, we for the first time develop SDMs for ALB in the wild at the global scale, as it is suggested to represent a dangerous worldwide quarantine pest species due to its high anthropogenic dispersal potency (Haack et al. 2010). For SDM building, we use climatic information from the species' native and invasive ranges and employ the 'state-of-the-art' Maxent approach. It belongs to the machine-learning family of SDM algorithms and, with regard to the distribution of information, follows the principle of maximum entropy (Phillips et al. 2006). Maxent implements a general purpose algorithm for making predictions and inferences from incomplete information and is suggested to perform better than previously available methods (e.g. Elith et al. 2006; 2010; Elith and Leathwick 2009; Mateo et al. 2010). In addition (i) to assessing ALB's worldwide potential distribution in the wild under current climate, we (ii) project our models onto anthropogenic future climate change scenarios for the year 2080 to assess potential alteration of ALB's potential to establish invasive populations and to tentatively appreciate how dangerous this pest quarantine species is.

4.2 Material and methods

ALB presence records in its native range were those of Peterson (2003). For the known invasive alien range, we compiled occurrence data from Haack et al. (2010), Hu et al. (2009) and the USDA APHIS (<http://www.aphis.usda.gov>). Georeferencing was with Google Earth and accuracy of coordinates was assessed with DIVA-GIS 7.2.3 (Hijmans et al. 2001). In total, our data set comprised 53 records of which 40 were attributed to ALB's native geographic range (including two from Japan), while the remaining were considered invasive alien populations (i.e. 5 in North America, 7 in Europe, 1 in Japan). Presence records were computed in two ways, i.e. each a model based on native (SDM_{nat}) and native plus invasive (SDM_{all}) occurrence.

Maxent operates with pseudo-absence background data to evaluate the environmental space available to the target species. During model training, this is compared to the environmental conditions at the species' records in order to derive its potential distribution (Phillips et al. 2006; Phillips and Dudík 2008). Ideally, background data is restricted to those areas potentially accessible by the species (Elith et al. 2010; Mateo et al. 2010; Phillips et al. 2009). Therefore, random background points we generated using following steps: (i) we created a buffer with a radius of 5 decimal degrees around each presence record using the Hawth's Tool for ArcMap (<http://www.spatial ecology.com/htools>, downloaded 15 September); (ii) subsequently, we created 5,000 random points within the

area covered by the dissolved buffers. After a cleanup of null values representing those pseudo-absence records not situated on land masses a total of 3,910 points remained of which 2,899 were situated within the native range. These records were used to define model backgrounds of SDM_{nat} and SDM_{all} , respectively.

As SDM parameters, 'bioclim' variables were used (Beaumont et al. 2005; Busby 1991). They were generated from the WorldClim version 1.4 data set which is based on weather conditions recorded 1950-2000 and subsequently interpolated to a grid cell resolution of 2.5 arc minutes (Hijmans et al. 2005). For prediction of ALB's geographic potential under anthropogenic future climate change, the two Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) scenario families A2a and B2a each including four global circulation models (GCMs: cccma_cgcm2, csiro_mk2, hccpr_hadcm3, nies99; IPCC 2007) from the International Center for Tropical Agriculture (<http://ccafs-climate.org>, downloaded 03. May 2011) for the year 2080 with grid cell resolution of 2.5 arc minutes.

The transferability of SDMs in geographic space may be hampered by multicollinearity among variables (Heikkinnen et al. 2006). To account for this, we computed a pair-wise Pearson correlation matrix with XLSTAT 2010 (Addinsoft) using bioclim values at all ALB records. Highly correlated parameters with $R^2 > 0.75$ were determined and in each correlated pair the parameter with expectedly less ecological information were removed. In addition, highly derived bioclim variables such as 'isothermality' or 'precipitation seasonality' were removed, as they may affect model transferability in space and time (see Rödder et al. 2009). In total, seven bioclim parameters best describing the availability of water and energy were used for modelling: 'annual mean temperature' (Bio1), 'maximum temperature of the warmest month' (Bio5), 'minimum temperature of the coldest month' (Bio6), 'temperature annual range' (Bio7), 'annual precipitation' (Bio12), 'precipitation of the wettest month' (Bio13), 'precipitation of the driest month' (Bio14). We extracted the bioclimatic conditions at all presence records and the remaining 3,910 SDM_{all} pseudo-absence points in Asia, Europe and North America with DIVA-GIS and visualized them using boxplots. The single Japanese invasive record was excluded from the presence versus pseudo-absence point comparisons, as it is the only such record in Asia and thus cannot be used for comparative evidence.

SDMs were computed with Maxent 3.3.3a (Phillips et al. 2006). Following suggestions by Phillips and Dudík (2008), default settings with automatic 'clamping' and the logistic output format (suitability values ranging 0 to 1 representing the likelihood that the environmental conditions at a given site are unsuitable or optimal) was applied. SDM is automatically tested by Maxent via the Area Under the Curve (AUC), a non-parametric method widely applied in ecological studies (Hanley and McNeil 1982; Heikkinnen et al. 2006; Jiménez-Valverde et al. 2011; Nemes and Hartel 2010; Pearce and Ferrier 2000). For

this purpose, 25 % of all input species records were randomly set aside as 'test points', while the remaining ones were actively involved in the modelling training process. This procedure was repeated 100 times and averages of all runs were used as final model. AUC values range 0.5-1.0, i.e. random to perfect model prediction. Maxent allows a quantification of the relative explanative power of each variable, which are compared among the 100 SDMs using boxplots.

To show general trends for future climate conditions, averages for the GCMs of the A2a and B2a family were computed using DIVA-GIS. Furthermore, we identified those regions with climate conditions exceeding those conditions present within the training area where the SDMs are forced to extrapolate beyond the training range using multivariate environmental similarity surfaces (MESS maps; Elith et al. 2010).

4.3 Results

Exploitation of available and occupied bioclimatic conditions in SDMs

Figure 4.2 compares the Maxent variable contributions for each of the ALB SDMs. Contributions to SDM_{nat} and SDM_{all} were considerably different. The 'minimum temperature of the coldest month', 'temperature annual range', 'precipitation of the wettest month' and 'precipitation of the driest month' had the highest predictive power in SDMs based on native records, while the 'annual mean temperature' and 'precipitation of the wettest month' contributed most to SDMs trained with both native and invasive records. Figure 4.3 shows box plots for bioclimatic variables generated from species localities and background points in North America, Europe and Asia. By comparing them to those of the variable contributions in Figure 4.2, it is conspicuous that ranges of variable with the highest contributions in SDM_{nat} exhibit differences between North American and Asian versus European records and backgrounds (namely 'minimum temperature of the coldest month', 'temperature annual range'). On one hand, those variables important in SDM_{all} were more similar to each other (i.e. 'annual mean temperature', 'precipitation of the wettest month'). In addition, when value ranges at North American and European invasive records were different to those from native Asia as a result of available background conditions (Fig. 4.2, 'annual mean temperature', 'maximum temperature of the warmest month', 'temperature annual range', 'precipitation of the wettest month'), they tended to concentrate in the direction of the values at native records.

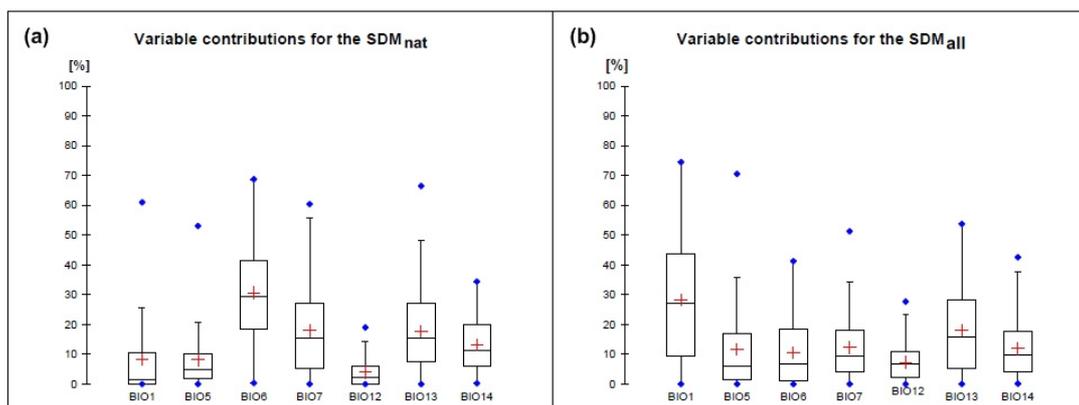


Figure 4.2: Relative contributions of the seven bioclim input variables to the Maxent SDMs for (a) the models built with records from the native range in Asia (SDM_{nat}) and (b) the models built with all records with known establishment (SDM_{all}). See Material and methods for abbreviations used.

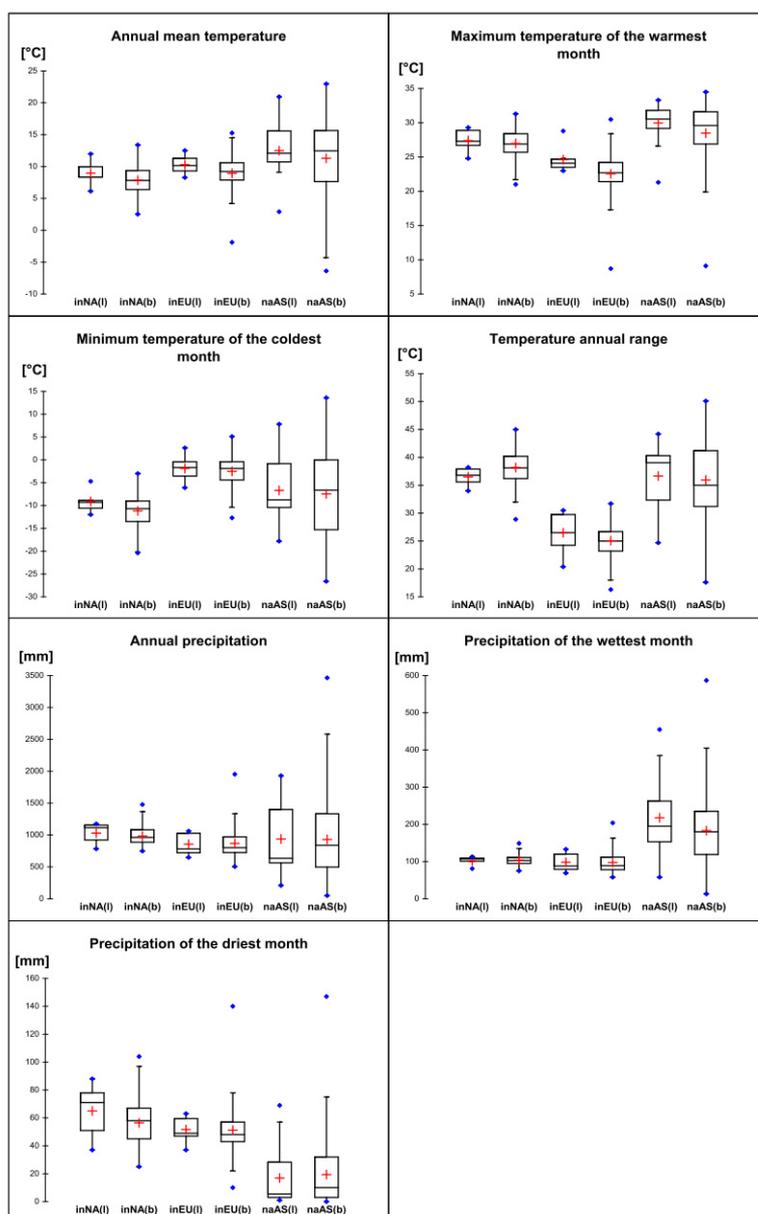


Figure 4.3: Box plots showing the ranges of seven bioclimatic variables used for SDM building at: inEU (l) = invasive localities in Europe (n = 7), inEU (b) = 896 randomly chosen points within the European invasive background area used for model runs, inNA (l) = invasive localities in North America (n = 5), inNA (b) = 649 randomly chosen points within the North American invasive background area used for model runs, naAS (l) = native localities in Asia (n = 40), naAS (b) = 2.316 randomly chosen points within the Asian native background area used for model runs. Note: Records in Europe and North America are sparse due to eradication programs, so that the potential ecological range shown here is most likely not representative. The one invasive record in Yokohama (Japan) was excluded in this analysis.

Potential ALB distribution based on native presence under current and future climate change scenarios

For $SDM_{S_{nat}}$ under current and future climate change scenarios (Fig. 4.4), we received for the 100 replicates AUCs ranging 0.50-0.92 (mean 0.75). ALB's known native range (Fig. 4.1) is well explained under current climate (Fig. 4.4A). A shift towards a more north- and westward distribution in Asia coupled with the opening of a climatic corridors and absence in the actual range in South-East China was predicted under future climate change (Figs. 4.4B-C). With regard to regions of known invasiveness of the target species, all records in North America were situated within the projected potential distribution when in the average projection onto the climate change B2a family only (Fig. 4.4B). This was only partly the case under current and A2a scenario climate seem to be only partly. However, it has to be noted that differences between scenarios within one family (e.g. cccma_cgcm2, hccpr_hadcm3) can be higher than between one scenario (e.g. cccma_cgcm2) of different families (e.g. A2a, B2a), particularly for the projection of suitable areas in North America (output maps not shown). Thus, climate conditions within the cccma_cgcm2 scenario are climatically suitable to all records of ALB under both A2a and B2a future climatic conditions. Focusing on Europe, solely the conditions at the record in Italy were suggested to be suitable to ALB under current climate (Fig. 4.4A). With rising temperatures the potential distribution may increase including a geographic range shift northwards, highlighting known invasive records in Europe in part (Figs. 4.4B-C).

Worldwide different regions are determined by our study as climatically suitable to ALB under both current and future climate including those from which it is currently unknown. These are the north-westernmost portion of North America, parts of the Pacific coast of Central America and southern South America and part of Brazil, a major portion of Africa, large areas in Europe and Asia from the Mediterranean region via the Hindu Kush into India and Thailand and, in part, Australia (Fig. 4.4). Regions in which climate conditions exceed those conditions present within the training area, i.e. MESS areas in Figure 4.4, should be interpreted with caution, such as India or the Caucasus.

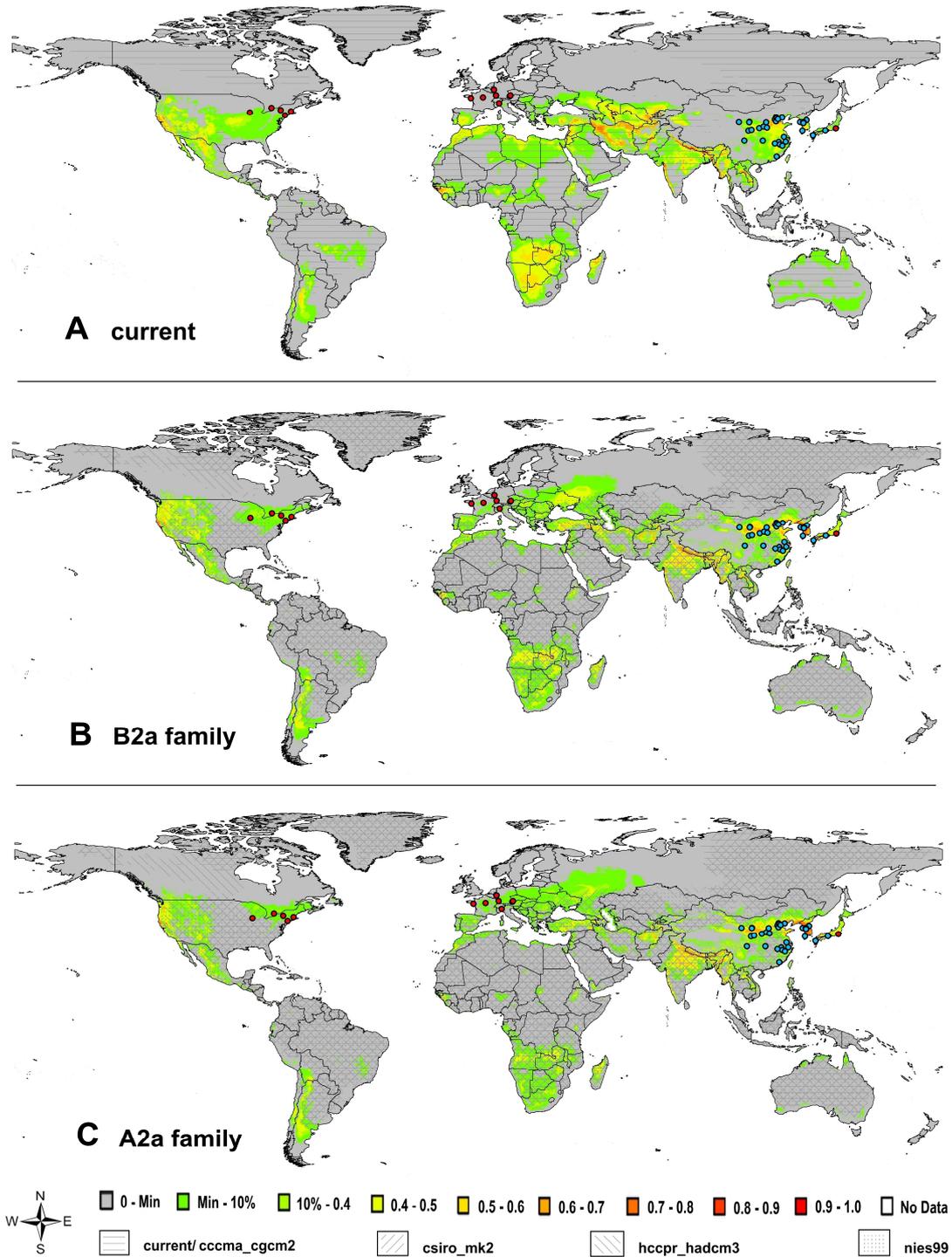


Figure 4.4: Potential distribution of ALB based on bioclimatic parameters at records from the native Asian range (SDM_{nat}) under (A) current climate conditions, and future climate change (B) B2a and (C) A2a conditions for the year 2080 (each average of the four future model scenarios of family). Warmer colors suggest higher suitability to the modeled species (Phillips et al. 2006), reaching from 'grey' (unsuitable areas) to 'dark red' (best suitability). Areas above the minimum training presence (Min) and the 10% training omission thresholds (10%) are indicated. Native records of the study organism are indicated by blue dots; red ones indicate the invasive records, whereas only native records have been used for model building. Middle grey line signatures indicate the MESS (Elith et al. 2010) areas.

Potential ALB distribution based on all presence data under current and future climatic scenarios

SDMs_{all} under current and future climate (Fig. 4.5) revealed for the 100 replicates AUCs ranging 0.46-0.91 (average 0.70). Comparing Figures 4.4 and 4.5, in North America and Asia SDM_{all} output maps were largely similar to those obtained via SDM_{nat}, with the former modelling approach suggesting potential additions in southern and northern China and climatic corridors into India and Kazakhstan under current climatic conditions. Resulted maps for Europe from SDMs_{all} are considerably deviate from those of SDMs_{all}. Nevertheless, all known invasive records are situated within the climatically suitable areas today and, in part, under in future times. Particularly in Europe, suitability to ALB increases with rising temperatures (Figs. 4.5B-C). As in SDMs_{nat}, a separation of the invasive range in North America related to future climate change is predicted and differences between scenarios within one family may vary more than between families.

With regard to the global scale, SDM_{all} suggests much of the available space as climatically suitable to ALB both under current and future climatic scenarios. Solely Alaska, much of Canada and Russia east of the Ural and much of Indonesia are excluded (Fig. 4.5). MESS areas identified are largely similar to those obtained when only native presence was employed (compare Figs. 4.4 and 4.5).

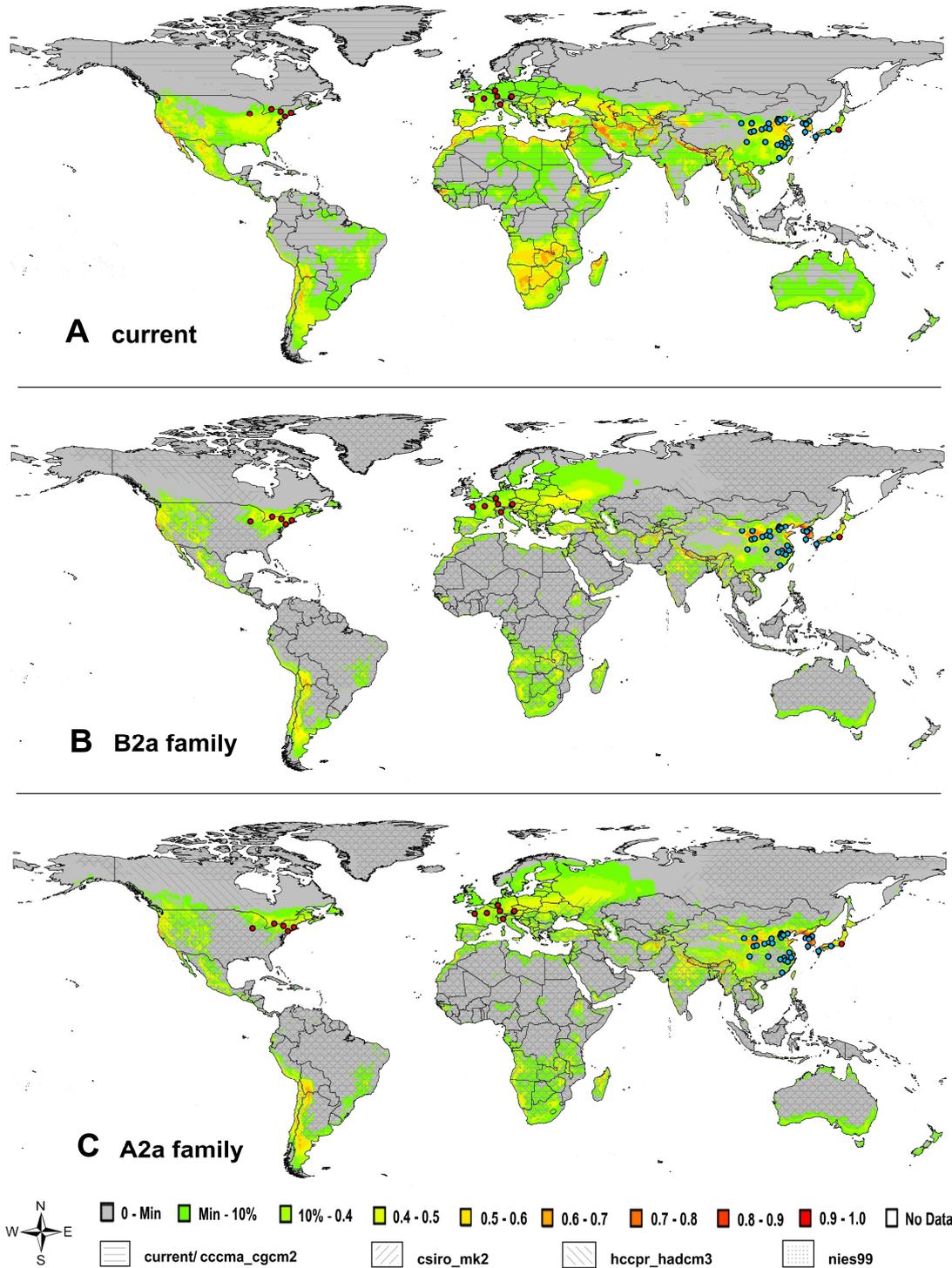


Figure 4.5: ALB’s potential distribution derived from bioclimatic parameters at records from its native plus invasive ranges (SDM_{all}) under (A) current climate conditions, and future climate change (B) B2a and (C) A2a conditions for the year 2080 (each average of the four future model scenarios of family). For legend see Figure 4.4.

4.4 Discussion

4.4.1 Comparisons of current potential distributions

Under current climate, the SDM of Peterson (2003) for North America and our SDM_{nat} and SDM_{all} (i.e. their North American portion, Figs. 4.4 and 4.5) predict largely areas as potentially suitable for ALB. In contrast, the SDM of MacLeod et al. (2003) and its modified version (Hu et al. 2009) for Europe and the northern hemisphere, respectively, show discrepancies in Europe but not necessarily in Asia and North America towards our SDM_{nat} (Fig. 4.4). This is not the case in SDM_{all} (Fig. 4.5), which largely supports SDMs of MacLeod et al. (2003) and Hu et al. (2009). All North American and European ALB invasions are in concert with SDMs mentioned except for our SDM_{nat} in Europe. We here discuss aspects which may explain similarities and discrepancies between the different ALB SDMs under current climate.

Method- and data-based deviations. – Three different correlative modelling approaches, CLIMEX, GARP and Maxent, were used to predict the potential distribution of ALB. The two latter mentioned belong to the machine-learning family and are considered superior to most other SDM approaches (for a comparison of performances see Elith et al. 2006; Heikkinen et al. 2006; Wisz et al. 2008). They both use exact occurrence records. These circumstances well explain the similarities of results by Peterson (2003) and both our SDMs for North America. Maxent's reliability for making predictions is high, even when geographic sampling is poor (e.g. also better than GARP) including predictions for invasive alien species (e.g. Pearson et al. 2007; Peterson and Vieglais 2001; Rebelo and Jones 2010; Rödder 2009; Rödder and Lötters 2009; 2010). The nature of Maxent is that climatic information is taken at species true presence and pseudo-absence within a defined area (Phillips et al. 2006; Phillips and Dudík 2008; see Material and methods), while CLIMEX (Sutherst and Maywald 1985) obtains information from weather stations scattered throughout a given area of suggested species range. The output quality of these two approaches is so far little compared, why the matches and mismatch between the ALB SDMs of MacLeod et al. (2003) and us remain speculative. But it may be noted that already Bidinger et al. (2010) observed a superior predictive ability of Maxent compared to CLIMEX SDMs.

Fundamental versus realized niche. – An aspect to be taken into account is the discrepancy between a species' fundamental niche (i.e. the sum of all abiotic and biotic conditions under which a species can persist) and the portion of it which it is actually able to exploit (i.e. realized niche) due to biotic interaction and spatial accessibility. Accessibility to the fundamental niche can change with introduction into invasive areas (e.g. Franklin 2009; Soberón 2007; Soberón and Peterson 2005). As a consequence, when predicting ALB's invasive potential, combining information from both its native and invasive ranges should

reveal better results (i.e. our SDM_{all}) than when computing data from only within the species' native range (i.e. Hu et al. 2009; MacLeod et al. 2003). This is supported when comparing our SDM_{all} (Fig. 4.5) and SDM_{nat} (Fig. 4.4). However, this contradicts the fact that SDM_{all} performs similar (although beyond approved ALB establishment) in Europe to the SDMs of MacLeod et al. (2003) and Hu et al. (2009), which needs further investigation. With regard to this, it is currently debated that some climatic parameters have higher predictive power in SDM building as they are considered more 'conservative' than other ('relaxed') ones. Over-interpretation of 'relaxed' parameters may lead to model mismatch, especially in a species' invasive range (Beaumont et al. 2009; Broennimann and Guisan 2008; Peterson 2011; Rödder and Lötters 2009). The amount of 'conservative' versus 'relaxed' climatic parameters in the ALB SDMs discussed here has not been taken into account due to knowledge gaps in ALB biology (see above). The same applies to the circumstance underlined by Rödder et al. (2009) who demonstrated that employing climatic predictors that are biologically important reveal most reliable SDMs.

Evolutionary niche shift. – As pointed out by Rödder and Lötters (2009), the over-interpretation of 'relaxed' parameters leading to model mismatch between native and invasive ranges is often considered a within-fundamental niche shift. This should not be understood as an evolutionary response. This may be taken into account when trying to answer why ALB (i) has as far as known not successfully established Europe before 2001 (Haack et al. 2010) and (ii) why SDMs by MacLeod et al. (2003), Hu et al. (2009) and SDM_{all} of this paper suggest a larger invasive range than actually apparently encompassed by ALB (Haack et al. 2010). Besides other reasons for model discrepancies discussed above or influence from currently changing trade relations with China (Haack et al. 2010), evolutionary niche shift in Europe populations may be considered a possibility here. This may be supported by the observation that SDM_{nat} which does not highlight most of Europe as suitable to ALB, including localities of known establishment (Fig. 4.4A). Our analysis of bioclimatic parameters (Figs. 4.2 and 4.3) may support that an evolutionary shift in the climate niche in European ALB populations has occurred: if bioclim variables which differ between Europe and Asia (e.g. 'maximum temperature of the warmest month', 'temperature annual range') represented 'conservative' variables in ALB's native range became 'relaxed' within its European invasive range. Due to the poor understanding of ALB, an evolutionary climatic niche shift cannot be comprehensively addressed. Evolutionary niche shift during biological invasion is generally questioned (see Rödder and Lötters 2009; Peterson 2011). However, ALB is considered a remarkably adaptive species, which may hypothetically be the result of evolutionary niche shift. It is able to survive in different environments, e.g. forest, forest edge, different plant formation succession stages, riparian habitat, urban habitat etc. (e.g. Hu et al. 2009), which is further supported by the increase of ALB in China correlated with

reforestation and outbreaks in areas rich in ALB-resistant *Populus* tree varieties (Haack et al. 2010). Moreover, according to these authors, in ALB's entire invasive range, host tree preferences have changed.

In summary, not only different methodological approaches and data availability may lead to mismatching SDMs, but also the theoretical background of the ecological niche concept is a crucial aspect when validating SDMs, including within-niche and evolutionary niche shift. We here developed Maxent scenarios implying that SDMs revealed are perhaps more reliable than previous approaches (see above). But due to the lack of ecological and evolutionary information on the target organism, results shall be regarded as non-exclusive. Consequently, the proposed worldwide potential ALB distribution remains a preliminary step towards (i) the understanding of its importance as a transnational quarantine pest species and (ii) the development of management strategies.

4.4.2 Possible effects of global climate change

Output maps of SDM_{all} and SDM_{nat} suggest that future climate warming scenarios will globally lead to a reduction of the potential distribution of the target species. An exception is Europe, where the potential invasive area will most likely increase including a northward shift (Figs. 4.4B-C and 4.5B-C). As mentioned above, our approaches (especially SDM_{nat}) explain the European invasive ALB records better under future than under current climate. We here take into account the possibility that these observations could be linked to climate change which has already taken place. 'Current climate' data used in our SDMs are based on average conditions for the period 1950-2000 (see Material and methods), while ALB establishment has started more recently, maybe since the year 2001 (Haack et al. 2010).

4.4.3 How dangerous is ALB?

Our and previous SDMs aim at the potential distribution of ALB in the wild based on climatic aspects. However, the establishment of an invasive alien species may not depend on climate alone. Besides biotic interaction (e.g. resource competition with native species) as an important aspect for survival, it is also crucial that other than climatic dimensions of the species' fundamental ecological niche are met in its invasive range (Davis 2009; Mack et al. 2000; Nentwig 2008). This may include food or host availability, especially in monophagous species (e.g. Schweiger et al. 2008). ALB is considered a polyphagous quarantine pest species and is even suggested to have undergone host tree species change with biological invasion. Nevertheless, ALB shows a clear preference for species of the genera *Acer*, *Aesculus*, *Populus*, *Ulmus*, *Salix*, *Betula* and *Platanus*, all in all taxa mainly found in temperate climate of the northern hemisphere (Haack et al. 2010; Hu et al. 2009). Therefore, ALB infestation in southern South America, central and southern Africa and Australia (Figs.

4.4 and 4.5), despite climatic suitability (and when ignoring MESS areas), may be less likely. On the other hand, considering the species adaptability (Haack et al. 2010; Hu et al. 2009), it cannot be ruled out that these regions may be successfully invaded accompanied by drastic host shift. We therefore suggest some caution even outside the species' currently invaded regions in the northern hemisphere.

Regarding ALB top host tree genera mentioned above in Europe and North America, Table 1 shows that these taxa provide relatively small portions each of the nation-wide main tree genera (which in most cases count for ≥ 90 % of the total stock). Setting aside the possibility of host shift, this may suggest that ALB infestation risk is limited for European forests. This does apparently less refer to Belarus, Belgium, Estonia, Finland, Iceland, Latvia, Lithuania, the Netherlands, Norway and Sweden where top host tree genera make at least more than 10 percent of the stock of main tree genera (Table 4.1). However, among these countries, only the SDM_{all} suggests ALB to potentially occur in Belarus, Belgium, Lithuania, the Netherlands and Sweden under current climate conditions. With future climate change, suitability increases also for the other counties mentioned, except Iceland (Figs. 4.4 and 4.5). We therefore come to the tentative conclusion that ALB's categorization as a quarantine pest species is and will be warranted.

We have focused on the potential distribution of ALB in the wild and have excluded urban areas from our analyses. An urban focus is difficult due to limitations in the resolution and the lack of data. Nevertheless, it shall not be neglected that ALB establishment in such regions may be likely as a result of local anthropogenic climatic conditions and the potential availability and density of particular host tree (e.g. Arnfield 2003; Nowak et al. 2001; Taha 1997).

Table 4.1: Main tree genera in growing forest in Europe and North America and the portion of top hosts among them. Data taken from the Global Forest Resource Assessment of the Food and Agriculture Organization (FAO 2005; <http://www.fao.org>, downloaded 05 June 2011), Haack et al. (2010) and Hu et al. (2009). Abbreviations: no data = n.d., ALB infestation = *.

Country	Main tree genera in growing forest		ALB top host tree genera among main tree genera in growing forest	
	(number)	(per cent of total stock)	(number)	(per cent of stock of all main tree genera)
Europe				
Albania	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Andorra	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Austria*	10	96	1	1

CHAPTER 4

Belgium	10	89	3	11
Belarus	10	100	2	25
Bosnia and Herzegovina	6	92	0	0
Bulgaria	10	93	1	<1
Croatia	10	85	0	0
Czech Republik	10	97	1	1
Denmark	10	91	1	1
Estonia	10	99	3	32
Finland	10	99	3	17
France*	10	81	0	0
Germany*	7	90	0	0
Greece	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Hungary	10	87	1	5
Iceland	10	100	2	80
Ireland	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Isle of Man	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Italy*	10	66	1	1
Latvia	9	99	2	32
Liechtenstein	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Lithuania	10	99	2	21
Luxembourg	10	100	2	<1
Macedonia	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Monaco	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Netherlands	10	92	3	13
Norway	10	99	3	18
Poland	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Portugal	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Romania	10	87	1	1
San Marino	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Serbia	10	66	0	0
Slovakia	10	98	1	1
Slovenia	10	92	1	3
Spain	10	82	0	0
Sweden	10	99	3	14

Switzerland	10	95	1	2
Turkey	10	97	0	0
Ukraine	10	98	1	4
United Kingdom	10	84	1	4
North America				
Canada*	10	70	2	24
USA*	10	48	1	15

4.5 Acknowledgements

We are grateful to S. Lingafelter and A.T. Peterson for kindly providing the presence records of ALB within the native range and two anonymous referees, whose suggestions improved this manuscript. The first author is in addition grateful to the ‘Graduierertenkolleg’ at Trier University, with financial support by the German Science Foundation, DFG.

4.6 References

- Arnfield AJ, 2003. Two decades of urban climate research: A review of turbulence, exchanges of energy and water, and the urban heat island. *Int. J. Climatol.* 23, 1-26.
- Bidinger K, Lötters S, Rödder D, Veith M, 2010. Species distribution models for the alien invasive Asian Harlequin ladybird (*Harmonia axyridis*). *J. Appl. Entomol.* DOI:10.1111/j.1439-0418.2010.01598.x.
- Beaumont LJ, Gallagher RV, Thuiller W, Downey PO, Leishman MR, Hughes L, 2009. Different climate envelopes among invasive populations may lead to underestimations of current and future biological invasions. *Diversity Distrib.* 15, 409-420.
- Beaumont LJ, Hughes L, Poulsen M, 2005. Predicting species distributions: use of climate parameters in BIOCLIM and its impact on predictions of species' current and future distributions. *Ecol. Model.* 186, 250-269.
- Bomford M, Kraus F, Barry SC, Lawrence E, 2009. Predicting establishment success for alien reptiles and amphibians: a roll for climate matching. *Biol. Invas.* 11, 1387-3547.
- Broennimann O, Guisan A, 2008. Predicting current and future biological invasions: both native and invaded ranges matter. *Biol. Let.* 4, 585-589.
- Busby JR, 1991. BIOCLIM: a bioclimate analysis and prediction system. In: Margules CR, Austin MP, (eds.) 1991. *Nature Conservation: Cost Effective Biological Surveys and Data Analysis*. CSIRO, Canberra, Australia. pp 64-68.
- Davis MA, 2009. *Invasion Biology*. Oxford University Press, New York.
- Elith J, Graham CH, Anderson RP, Dudík M, Ferrier S, Guisan A, Hijmans RJ, Huettmann F, Leathwick JR, Lehmann A, Lohmann JLLG, Loiselle BA, Manion G, Moritz C, Nakamura M, Nakazawa Y, Overton JMM, Perterson AT, Phillips SJ, Richardson K, Scachetti-Pereira R, Shapire RE, Soberón J, Williams S, Wisz MS, Zimmermann NE, 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29, 129-151.
- Elith J, Kearney M, Phillips S, 2010. The art of modelling range-shifting species. *Meth. Ecol. Evol.* DOI:10.1111/j.2014-210X.2010.00036.x.
- Elith J, Leathwick J, 2009. Species distribution models: Ecological explanation and prediction across space and time. *Annu. Rev. Ecol. Evol. S.* 40, 677-697.
- Elith J, Phillips SJ, Hastie T, Dudík M, Chee YE, Yates CJ, 2011. A statistical explanation of MaxEnt for ecologist. *Diversity Distrib.* 17, 43-57.
- European and Mediterranean Plant Protection Organization (EPPO), 2010. EPPO A1 and A2 lists of pests recommended for regulation as quarantine pests PM 1/2(19). [WWW document: http://archives.eppo.org/EPPOStandards/PM1_GENERAL/pm1-02%2819%29_A1A2_2010.pdf, accessed 10 July 2011].
- Food and Agriculture Organization (FAO), 2005. *Global Forest Resource Assessment*. [WWW document: <http://www.fao.org/forestry/fra/fra2005/en/>, accessed 05 June 2011].
- Franklin J, 2009. *Mapping Species Distributions: Spatial Inference and Prediction (Ecology, Biodiversity and Conservation)*. Cambridge University Press, New York.
- Haack RA, Hérard F, Sun J, Turgeon JJ, 2010. Managing invasive populations of Asian Longhorned Beetle and Citrus Longhorned Beetle: A Worldwide Perspective. *Annu. Rev. Entomol.* 55, 521-546.
- Hanley J, McNeil B, 1982. The meaning of the use of the area under a receiver operating characteristic (ROC) curve. *Radiology* 143, 29-36.
- Heikkinen RK, Luoto M, Araújo MB, Virkkala R, Thuiller W, Sykes MT, 2006. Methods and uncertainties in bioclimatic envelope modelling under climate change. *Prog. Phy.Geog.* 30, 751-777.
- Hijmans RJ, Cameron SE, Parra JL, Jones PG, Jarvis A, 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *Int. J. Climatol.* 25, 1965-1978.

- Hijmans RJ, Cruz M, Rojas E, Guarino L, 2001. Computer tools for spatial analysis of plant genetic resources data: 1. DIVA-GIS. *Plant. Genet. Res. Newsl.* 127, 15-19.
- Holljesiefken A, 2007. Die rechtliche Regulierung invasiver gebietsfremder Arten in Deutschland – Bestandsaufnahme und Bewertung. *Natur und Recht Schriftenreihe*, Springer, Berlin-Heidelberg.
- Hu J, Angeli S, Schuetz S, Luo Y, Hajek AE, 2009. Ecology and management of exotic and endemic Asian longhorned beetle *Anoplophora glabripennis*. *Agric. For. Entomol.* 11, 359-375.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 2007. Summary for Policymakers. In: Solomon S, Qin D, Manning M, Chen Z, Marquis M, Averyt KB, Tignor M, Miller HL, (eds.) 2007. *Climate change 2007: The physical science basis. Contribution of Working Group I to the fourth assessment report of the Intergovernmental panel on climate change*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom, New York. pp 1-18.
- International Plant Protection Convention (IPPC), 2009. International standards for phytosanitary measures. Revision of ISPM No. 15. Regulation of Wood packaging material in international trade. [WWW document: https://www.ippc.int/file_uploaded/1240490152156_ISPM_15_Revised_2009_E.pdf, accessed 10 July 2011].
- Jeschke JM, Strayer DL, 2008. Usefulness of bioclimatic models for studying climate change and invasive species. *Ann. N. Acad. Sci.* 1134, 1-24.
- Jiménez-Valverde A, Barve N, Lira-Noriega A, Maher SP, Nakazawa Y, Papes M, Soberón J, Sukumaran J, Peterson AT, 2011. Dominant climate influence on North American bird distributions. *Global. Ecol. Biogeogr.* 20, 114-118.
- Keena MA, Moore PM, 2010. Effects of temperature on *Anoplophora glabripennis* (Coleoptera: Cerambycidae) larvae and pupae. *Environ. Entomol.* 39, 1323-1335.
- MacLeod A, Evans HF, Baker RHA, 2002. An analysis of pest risk from an Asian longhorned beetle (*Anoplophora glabripennis*) to hardwood trees in the European community. *Crop. Prot.* 21, 635-645.
- Mack RN, Simberloff D, Lonsdale WM, Evans H, Clout M, Bazzaz FA, 2000. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecol. Appl.* 10, 689-710.
- Mateo RG, Croat TB, Felicísimo AM, Munoz J, 2010. Profile or group discriminative techniques? Generating reliable species distribution models using pseudo-absences and target-group absences from natural history collections. *Divers. Distrib.* 16, 84-94.
- Mooney HA, Cleland EE, 2001. The evolutionary impact of invasive species. *PNAS* 98, 5446-5451.
- Nemes S, Hartel T, 2010. Summary measures for binary classification systems in animal ecology. *North-West. J. Zool.* 6, 323-330.
- Nentwig W, 2008. *Biological Invasions. Ecological Studies* 193. Springer, Berlin, Heidelberg.
- Nowak DJ, Pasek JE, Sequeira RA, Crane DE, Mastro VC, 2001. Potential effect of *Anoplophora glabripennis* (Coleoptera: Cerambycidae) on Urban Trees in the United States. *J. Econ. Entomol.* 94, 116-122.
- Pearce J, Ferrier S, 2000. An evaluation of alternative algorithms for fitting species distribution models using logistic regression. *Ecol. Model.* 128, 128-147.
- Pearson RG, Raxworthy CJ, Nakamura M, Peterson AT, 2007. Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *J. Biogeogr.* 34, 102-117.
- Peterson AT, 2011. Ecological niche conservatism: a time-structured review of evidence. *J. Biogeogr.* 38, 817-827.
- Peterson AT, 2003. Potential Geographic Distribution of *Anoplophora glabripennis* (Coleoptera: Cerambycidae) in North America. *Am. Midl. Nat.* 151, 170-178.

- Peterson AT, Vieglais DA, 2001. Predicting species invasions using ecological niche modeling: new approaches from bioinformatics attack a pressing problem. *BioScience* 51, 363-371.
- Phillips SJ, Anderson RP, Schapire RE, 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecol. Model.* 190, 231-259.
- Phillips SJ, Dudík M, 2008. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and comprehensive evaluation. *Ecography* 31, 161-175.
- Phillips SJ, Dudík M, Elith J, Graham CH, Lehmann A, Leathwick J, Ferrier S, 2009. Sample selection bias and presence-only distribution models: implications for background and pseudo-absence data. *Ecol. Appl.* 19, 181-197.
- Rebello H, Jones G, 2010. Ground validation of presence-only modelling with rare species: a case study on barbastelles *Barbastella barbastellus* (Chiroptera: Vespertilionidae). *J. Appl. Ecol.* 47, 410-420.
- Rödder D, 2009. 'Sleepless in Hawaii' – does anthropogenic climate change enhance ecological and socioeconomic impacts of the alien invasive *Eleutherodactylus coqui* Thomas, 1966 (Anura: Eleutherodactylidae)? *North-West. J. Zool.* 5, 16-25.
- Rödder D, Lötters S, 2010. Explanative power of variables used in species distribution modelling: an issue of general model transferability or niche shift in the invasive Greenhouse frog (*Eleutherodactylus planirostris*). *Naturwissenschaften*. DOI:10.1007/s00114-010-0694-7.
- Rödder D, Lötters S, 2009. Niche shift versus niche conservatism? Climatic characteristics within the native and invasive ranges of the Mediterranean Housegecko (*Hemidactylus turcicus*). *Glob. Ecol. Biogeogr.* 18, 674-687.
- Rödder D, Schmidlein S, Veith M, Lötters S, 2009. Alien invasive Slider turtle in unpredicted habitat: a matter of niche shift or of predictors studied? *PLoS One* 4, e7843. DOI:10.1371/journal.pone.0007843.
- Schweiger O, Settele J, Kudrna O, Klotz S, Kühn I, 2008. Climate change can cause spatial mismatch of trophically interacting species. *Ecology* 89, 3472-3479.
- Soberón J, 2007. Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. *Ecol. Lett.* 10, 1115-1123.
- Soberón J, Peterson AT, 2005. Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. *Biodiv. Inform.* 2, 1-10.
- Sutherst RW, Maywald GF, 1985. A computerised system for matching climates in ecology. *Agric. Ecosyst. Environ.* 13, 281- 299.
- Taha H, 1997. Urban Climates and heat islands: albedo, evapotranspiration, and anthropogenic heat. *Energ. Buildings.* 25, 99-103.
- United States Department of Agriculture, Animal and Plant Health Inspection Service (USDA APHIS), 2008. New Pest response guidelines - Asian Longhorned Beetle *Anoplophora glabripennis*. [WWW document: http://www.aphis.usda.gov/plant_health/plant_pest_info/asian_lhb/downloads/alb_response_guidelines.pdf, accessed 05 June 2011].
- Wisn MS, Hijmans RJ, Peterson AT, Graham CH, Guisan A, Group NPSDW, 2008. Effects of sample size on the performance of species distribution models. *Divers. Distrib.* 14, 763-773.

KAPITEL 5

ZUR **FINANZIERUNG** VON NOTWENDIGEN **MAßNAHMEN**

ZUM SCHUTZ GEGEN

FORSTLICHE **QUARANTÄNESCHÄDLINGE**

BEI **PRIVATEN** IN DEUTSCHLAND

Zusammenfassung

Die hier behandelte Thematik betrifft die normativen Grundlagen und Managementstrategien, die bei einer Einschleppung sowie lokalen Etablierung eines polyphagen forstlichen Quarantäneschadorganismus zur Anwendung kommen. Zudem wird die Finanzierung der erforderlichen Maßnahmen beleuchtet. Als anschauliche Modellart dient der Asiatische Laubholzbockkäfer, welcher ursprünglich aus Asien stammt und in Nordamerika, der Europäischen Union und Teilen Chinas als Quarantäneschadorganismus eingestuft ist. Zur Verhinderung weiterer Einschleppungen sowie zur Eindämmung bereits vorhandener Populationen sind sowohl in seinem invasiven als auch im nativen Areal umfangreiche Maßnahmen initiiert oder vorgesehen. Bisher besteht für Private in Deutschland kein rechtlicher Anspruch auf Ausgleichszahlungen für entstehende Kosten und Schäden, die im Zuge dieser Maßnahmen anfallen. Aus praktischer Sicht und für eine effektive Gefahrenabwehr besteht jedoch die Notwendigkeit, entsprechende Entschädigungen für Private in einem bundesweit gültigen Gesetz zu verankern. Daher wird in diesem Artikel die Anpassung des Pflanzenschutzgesetzes an das Tierseuchengesetz erörtert. Die Implementierung einer nach verschiedenen Kriterien gestaffelten Entschädigung könnte zudem als umweltpolitisches Instrument eine nachhaltige Waldwirtschaft fördern und erhalten.

5.1 Der Asiatische Laubholzbockkäfer als Modellart für Pflanzenquarantäneorganismen in Deutschland

Bestehende Ökosysteme, Land- und Forstwirtschaft können durch Schädlinge sowohl ökologisch als auch ökonomisch beeinträchtigt werden und nachhaltige Schäden erleiden (Davis 2009; Holljesiefken 2007; Kowarik 2010; Mack et al. 2000; Nentwig 2008; Shine et al. 2000). Um diesem Gefahrenpotential vorzubeugen, wurden neben internationalen Handelsauflagen für den global vernetzten Warenstrom in verschiedenen Ländern der Erde rechtlich verbindliche Regelungen, insbesondere für Pflanzenschädlinge, festgelegt (Holljesiefken 2007, S. 95-104 und S. 127-130; Kowarik 2010, S. 381-390). Von diesen Pflanzenschadorganismen sind im Besonderen solche zu überwachen und zu bekämpfen, die nach Art. II des Internationalen Pflanzenschutzübereinkommens (International Plant Protection Convention - IPPC¹) „von potenzieller wirtschaftlicher Bedeutung für das durch ihn gefährdete Gebiet [sind], der in diesem Gebiet noch nicht vorkommt oder zwar schon vorkommt, aber nicht weit verbreitet ist und amtlichen Überwachungs- und Bekämpfungsmaßnahmen unterliegt“ (= Quarantäneschadorganismus, „quarantine pest species“). Konnte eine Einschleppung und anschließende Etablierung eines solchen Quarantäneschadorganismus nicht vermieden werden, ist ein entsprechendes Management vorgesehen, welches sogenannte Quarantänemaßnahmen umfasst und die Ausrottung des Organismus zum Ziel hat (Holljesiefken 2007, S.95).

Eine in der Europäischen Union nach A I Anhang I Quarantäne-RL² als Quarantäneschadorganismus eingestufte Insektenart ist der polyphage Asiatische Laubholzbockkäfer (ALB, *Anoplophora glabripennis*, Motschulsky, Abb. 5.1). Der ursprünglich in China und Südkorea sowie möglicherweise Japan beheimatete Käfer (Haack et al. 2010, S. 522; Hu et al. 2009, S. 360/361; MacLeod 2002, S. 637) wurde vermutlich aufgrund seiner Arealexpansion in China seit den 1980ern und der Zunahme der internationalen Handelsbeziehungen vermehrt unbeabsichtigt mit Massivholz-Transportkisten für Eisenwaren, Stahl, Ziegel und Steinbruch-Produkten verschleppt (Haack et al. 2010, S. 530; Hu et al. 2009, S. 360). Inzwischen konnte er sich außerhalb seines nativen Areals vereinzelt im Freiland von urbanen Gebieten Nordamerikas und Europas etablieren: USA: New York City (1996), Chicago (1998), Jersey City (2002), Worcester (2008); Kanada: Toronto (2003); Österreich: Braunau am Inn (2001); Frankreich: Gien

¹ Die IPPC wurde unter dem Dach der Food and Agriculture Organization (FAO) im Jahre 1952 ausgearbeitet und 1997 in einer überarbeiteten Version verabschiedet, die auch die EG ratifizierte. Deutschland setzte die neue Fassung durch das „Gesetz zu der in Rom am 17. November 1997 angenommenen Fassung des Internationalen Pflanzenschutzübereinkommens“ vom 18. August 2004 (BGBl. II, S. 1154) in nationales Recht um (vgl. Holljesiefken 2007, S. 95).

² Richtlinie 2000/29/EG des Rates über Maßnahmen zum Schutz der Gemeinschaft gegen Einschleppung und Ausbreitung von Schadorganismen der Pflanzen und Pflanzenerzeugnisse vom 8. Mai 2000 (ABl. EG Nr. L 169, S.1, ugs. Quarantänerichtlinie).

(2003), Sainte-Anne-sur-Brivet (2004), Strasbourg (2008); Deutschland: Neukirchen am Inn (2004), Bornheim bei Bonn (2005); Italien: Corbetta (2007) (Haack et al. 2010, S.532-534; Hu et al. 2009, S. 361; JKI 2011, S. 6; European and Mediterranean Plant Protection Organization - EPPO, <http://www.eppo.org>; European Invasive Alien Species Gateway - DAISIE, <http://www.europe-aliens.org>).

In beiden Kontinenten, zudem in Teilen Chinas, ist er inzwischen rechtlich als zu bekämpfender forstlicher Schadorganismus eingestuft, bei dessen Aufkommen entsprechende Managementprogramme initiiert werden (Haack et al. 2010, S. 530, 532-535; Hu et al. 2009, S. 367-370; JKI 2011, S. 3; Smith et al. 2001, S. 117). Aufgrund seines Vorkommens in der Europäischen Union und Deutschland als nichtheimische und potentiell hoch invasive Quarantäneart stellt der Käfer eine ideale Modellart für die Analyse der rechtlichen Rahmenbedingungen in Bezug auf die finanziellen Folgen von Quarantänemaßnahmen in Deutschland für Privatpersonen dar.

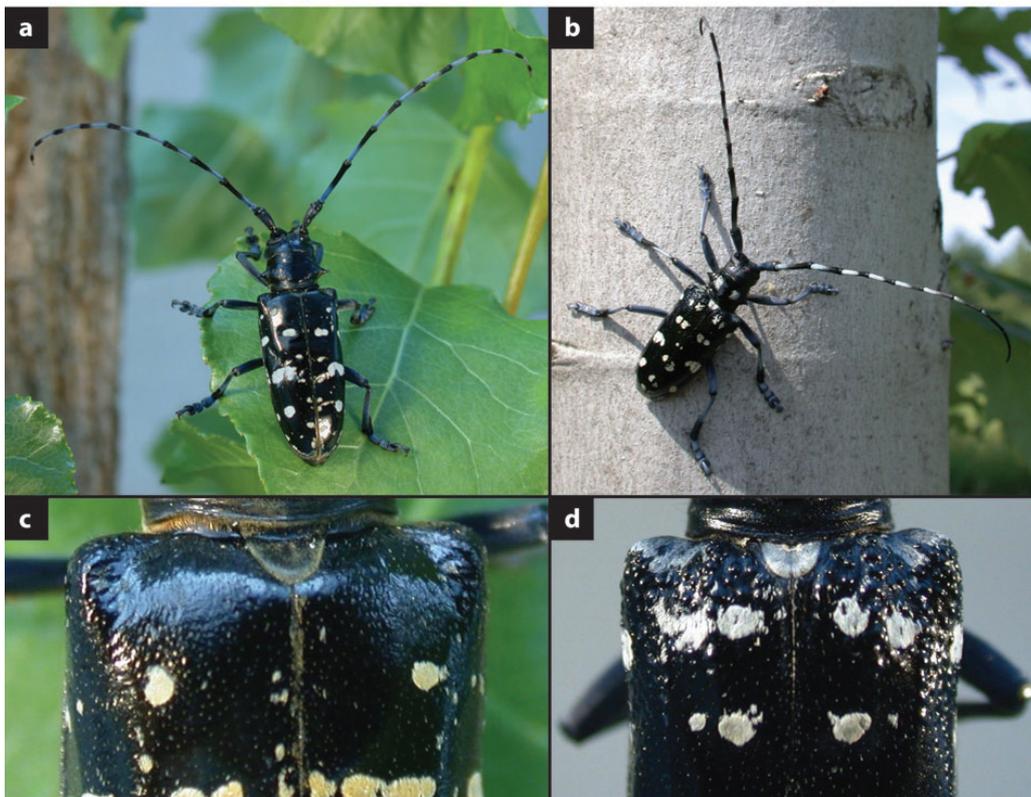


Abbildung 5.1: (a) adulter, männlicher Asiatischer Laubholzbockkäfer (ALB), (b) adulter, männlicher Citrus Bockkäfer (CLB), (c) glatte Oberfläche der Flügeldeckenbasis des ALBs im Vergleich zu der (d) rauh-gekörnten Oberfläche der Flügeldeckenbasis des CLB. Zudem fehlen dem ALB die zwei weißen Flecken auf dem Halsschild, die bei dem CLB vorhanden sind (Photos von F. Hérard aus Haack et al. 2010).

5.1.1 Verbreitungspotential

In einer global vernetzten Welt, in der natürliche Ausbreitungsbarrieren (wie Gebirge, Wüsten, Sümpfe, Gräben, Seen, Flüsse und Meere) mit zunehmend schnelleren und klimatisierten Transportmitteln überwindbar werden, können Arten bei gleichen Überlebenswahrscheinlichkeiten immer weiter verschleppt werden (Davis 2009; Kowarik 2010; Mack et al. 2000; Nentwig 2008). Seither bestimmt die abiotische (fundamentale) Nische, die sich aus den unbedingt erforderlichen, notwendigen Umweltkomponenten wie Licht, Wasser, Temperatur, Nahrungs- und Habitatangebot zusammensetzt, und die biotische Interaktion mit anderen Organismen vorwiegend die potentielle Verbreitung einer Art (vgl. auch Hendl et al. 2010, S. 690/691). In den folgenden Abschnitten wird das Verbreitungspotential des ALBs analysiert und dargestellt, dass grundsätzlich davon auszugehen ist, dass sich der Käfer insbesondere in der nördlichen Hemisphäre in vielen weiteren Regionen etablieren könnte und für Europa ein steigendes Invasionsrisiko besteht.

5.1.1.1 Klimatische Nische

Auf der Grundlage der idealisierten klimatischen Nische der Art und mit der Modelsoftware Maxent wurde in Kapitel 4 erstmals ein weltweites Verbreitungsmodell (SDM) für den Asiatischen Laubholzbockkäfer mit der Projektion auf derzeitige Klimabedingungen und auf zwei Klimawandel-Szenarienfamilien des Zwischenstaatlichen Ausschusses für Klimaänderungen (Intergovernmental Panel on Climate Change - IPCC³, Szenarien A2a und B2a) für das Jahr 2080 erstellt (vgl. Abb. 4.5 Kapitel 4). Neben dem momentanen Vorkommen, welches allein in seinem nativen Areal vier klimatische Zonen umfasst (Hu et al. 2009, S. 360) und somit eine hohe ökoklimatische Amplitude aufweist (JKI 2011, S. 4), identifiziert das Modell unter heutigen Klimabedingungen ein hohes Verbreitungspotential des Insekts für viele Teile der Welt. Mit steigenden Temperaturen wird eine Abnahme des klimatisch als günstig abgegrenzten Areals auf globalem Maßstab prognostiziert; im Hinblick auf Europa jedoch eine weithin zunehmende Arealexpansion einhergehend mit zunehmend günstigeren klimatischen Gegebenheiten. Die Optimierung vorherrschender lokaler Klimakonditionen ist qualitativ bedeutsam für die Ver- und Ausbreitung des Käfers, weil sie unter anderem einen entscheidenden Einfluss auf die Generationenzahl (Hu et al. 2009, S. 362) und die Entwicklungszeit (JKI 2011, S. 4) hat (vgl. Kapitel 1.1.3).

Anzumerken ist jedoch, dass die Abschätzung der klimatischen Nische insbesondere in Europa und Nordamerika aufgrund der vorgenommenen Quarantänemaßnahmen lückenhaft und eine potentiell weiträumigere Verbreitung wahrscheinlich ist. Zudem wird

³ Internetseite: <http://www.ipcc.ch/>

die Verbreitung durch weitere Faktoren beeinflusst, die eine Arealausdehnung oder -reduzierung bewirken können (z. B. Konkurrenz, Nahrungsangebot, Überwinterungsquartiere, Landschaftsnutzung). Im Folgenden wird daher auf das Wirtspflanzenspektrum des ALBs, das sowohl Nahrungsangebot als auch Habitat umfasst, sowie auf die Waldzusammensetzung als zwei wesentliche und untersuchte Verbreitungsfaktoren näher eingegangen.

5.1.1.2 Wirtspflanzenspektrum

Der Bockkäfer verfügt über eine vergleichsweise hohe Anpassungsfähigkeit in Bezug auf die Auswahl von Wirtspflanzen (Hu et al., S. 364; JKI 2011, S. 3), wobei er in China Bäume in Monoplantagen, Windbruch-Bäume und urbane Bäume präferiert (Haack et al. 2010, S. 527). Diese Fakten sind vermutlich auf das natürliche Vorkommen des Insekts an Randhabitaten zurückzuführen, das für eine gute Anpassung an fragmentierte und gestörte Habitats grundlegend sein könnte (Hu et al. 2009, S. 361). So bevorzugt er in Nordamerika und Europa andere Wirtsbaumartenfamilien als in China. Sogar neue Wirtsbäume wurden nach Nowak et al. (2001, S. 116) in seinem nordamerikanisch-invasiven Areal befallen.

Im Gegensatz zu seiner Schwesternart, dem Citrus Laubholzbockkäfer (*Anoplophora chinensis*, CLB, Abb. 5.1), ist sein Wirtspflanzenspektrum auf Laubgehölzarten beschränkt (Haack et al. 2010, S. 526/527; Hu et al. 2009, S. 363-366), die allerdings inzwischen alle als potentielle Wirtsbäume eingestuft werden (JKI 2011, S. 3). Vorbehaltlich einer Anpassung an Baumbestände in der südlichen Hemisphäre ist an dieser Stelle anzumerken, dass sich die derzeitigen geographischen Verbreitungen der Hauptwirtsbäume des Schadorganismus hauptsächlich auf die nördliche Hemisphäre beschränken (vgl. Kapitel 4 und Hu et al. 2009, S. 366). Eine Übersicht über das derzeitige Wirtsbaumspektrum des Asiatischen Laubholzbockkäfers findet sich einschließlich einer Präferenz-Einstufung bei Hu et al. (2009, S. 365/366) und einschließlich einer Unterteilung nach Ländern bei Haack et al. (2010, S. 528).

Nach Hu et al. (2009, S. 363) verursacht der Käfer weltweit den finanziell größten ökonomischen Schaden an Pappeln (*Populus spec.*), Ahorn (*Acer spec.*), Weiden (*Salix spec.*) und Ulmen (*Ulmus spec.*). Dabei ist eine Diskrepanz zwischen der präferierten Pflanzenfamilie (Ahorn, Genus *Acer spec.*) und derjenigen mit dem höchstem verzeichneten Schaden (Pappeln, Genus *Populus spec.*) zu verzeichnen (Hu et al. 2009, S. 364), was vermutlich auf die enorme Verfügbarkeit an Pappeln in dem chinesisch-nativen Areal zurückzuführen ist. Aus seinem koreanisch-nativen Areal hingegen wurden bisher noch keine ALB-Massenvermehrungen (sogenannte "Outbreaks") oder ökonomische Schäden durch den Käfer (Haack et al. 2010, S. 527) berichtet, wofür der natürlicherweise

vorwiegend aus Nadelbäumen und Eichen zusammengesetzte Waldbestand verantwortlich sein könnte (Food and Agriculture Organization - FAO 2005; Hu et al. 2009, S. 359 und 369).

Bei der Betrachtung Europas ist, neben der Zunahme klimatisch geeigneter Gebiete in Folge steigender Temperaturen, zudem anzunehmen, dass im Zuge der verstärkten Nachfrage von regenerativen Energiequellen als Anpassung an den Klimawandel der Anbau sogenannter Energieholzplantagen oder Kurzumtriebsplantagen (KUP, 'short-term rotation forestry') zunehmen wird (Dickmann 2006, S. 697; Schaper et al. 2008, S. 147; Wissenschaftlicher Beirat Agrarpolitik - WBA 2007, S. 66-71). KUPs definieren sich durch den Anbau von schnell wachsenden Hölzern. Sie werden nach § 2 Abs. 2 Nr. 1 BWaldG rechtlich von Wäldern durch ihren maximalen Bestand auf einer Fläche von 20 Jahren abgegrenzt und sind der Landwirtschaft zuzuordnen (Schaper et al. 2008, S. 147; WBA 2007, S. 70 und 81). Aus energetischen Gründen wird insbesondere der Anbau von Pappeln und Weiden als wirtschaftlich rentabel erachtet (Dickmann 2006, S. 701; WBA 2007, S. 81/82), wobei diese Baumarten zugleich als Hauptwirtsbaumarten des Käfers gelten (Haack et al. 2010, S. 526 und 528; Hu et al. 2009, S. 363 und 366) und entsprechende Flächen insbesondere in der Nähe von Siedlungen somit als ALB-Risikoflächen einzustufen sein dürften. Zu erwähnen sind unter diesem Aspekt ferner die derzeit diskutierte Pflanzung von trockenresistenteren Baumarten in den Wäldern und Forsten als eine weitere Anpassung an den Klimawandel auf europäischer bzw. deutscher Ebene. Entsprechende Schritte könnten den Anteil geeigneter Wirtsbäume für den Bockkäfer in europäischen Wäldern zusätzlich erhöhen.

5.1.1.3 Lokale Ausbreitungspotentiale

Das Einschlepprisiko des ALBs ist – im Gegensatz zu Nordamerika, wo der Käfer bisher vorwiegend in Großstädten vorgefunden wurde – in Europa nicht auf große Häfen, Bahnhöfe oder Flughäfen beschränkt, sondern meist sogar weit ab von solchen typischen „Eingangsorten“ (vgl. Art. 2 Abs. 1 lit. j Quarantäne-RL) zu verzeichnen. Alle Vorkommen vom ALB sind z. B. in Deutschland auf Granitimporte aus China zurückzuführen, die mit ALB-kontaminiertem Holzverpackungsmaterial in kleinere Ortschaften geliefert wurden (Haack et al. 2010, S. 530; JKI 2011, S. 6). Dieser Umstand muss als erhöhtes Einfuhrisiko bewertet werden.

Einmal eingeschleppt, wird der lokale Baumbefall mit dem Schädling nach verschiedenen Studien (Hu et al. 2009, S. 364-366; JKI 2011, S. 5) unter anderem durch die Ausschüttung von ätherisch-organischen Verbindungen seitens des Baumes beeinflusst. Diese chemischen Stoffe werden vermehrt bei Trockenstress des Baumes abgesondert und

ziehen den Käfer an. Der Befall eines Baumes ist demnach positiv mit dem Trockenstress desselben korreliert, jedoch nicht notwendige Voraussetzung, um diesen auszulösen (Hu et al. 2009, S. 364-366). Ökologisch wird der ALB demnach weiterhin als Primärschädling eingestuft. Die Anzahl der Eier pro Weibchen (entspricht der Fruchtbarkeit der Weibchen) ist ebenfalls eng mit der Baumart verknüpft und kann entsprechend variieren. Beispielsweise ist sie in einer Amerikanische Schwarzweide (*Salix nigra*) deutlich geringer als in einem Spitzahorn (*Acer platanoides*) (Hu et al. 2009, S. 363).

Um geeignete Wirtsbäume zu finden, sind adulte Käfer in der Lage, mehrere hundert Meter weit zu fliegen. Bei Fang-Wiederfang-Studien wurde eine maximale Flugweite einzelner Tiere von 1500 Metern (JKI 2011, S. 5) bzw. 2600 Metern (Smith et al. 2001, S. 118; Hu et al. 2009, S. 363) erfasst. Die Weite des Fluges ist positiv mit der Windstärke und -richtung, der Temperatur sowie der Anzahl vorhandener Käfer korreliert (Hu et al. 2009, S. 363). Wie Beobachtungen in den USA ergaben, ist zugleich die Populationsphase (Initial- vs. Aufbauphase) und das Angebot an Wirtsbäumen bedeutsam (JKI 2011, S. 6). Im Labor konnte des Weiteren der Einfluss der chemischen Behandlung, wie sie in den USA im Zuge der Bekämpfungsmaßnahmen zur Vorsorge angewendet wird, nachgewiesen werden. So meiden einige Individuen entsprechend behandelte Bäume und fliegen weiter auf der Suche nach unbehandelten Bäumen (JKI 2011, S. 7). Durchschnittlich verbleiben sie jedoch – je nach Literaturquelle – innerhalb eines Radius von ca. 300 Metern (Hu et al. 2009, S. 363) bzw. 500 Metern (Smith et al. 2001, S. 118).

Die Ausbreitung des Insekts ist indes nicht auf die lokalen Einschleppungsereignisse beschränkt. Mit einer Lebenserwartung von über 60 Tagen ist ein mehrmaliger Standortwechsel durchaus wahrscheinlich (JKI 2011, S. 5), wobei innerhalb einer Lebensspanne eine durchschnittliche Ausbreitung von 1 km bis 3 km festgestellt wurde (Haack et al. 2010, S. 526). Darüber hinaus wurde beispielsweise in Kanada eine Verschleppung anthropogenen Ursprungs im Norden des Befallsgebietes entlang einer Hauptverkehrsstraße nachgewiesen (JKI 2011, S. 8).

5.1.2 Schad- und Gefahrenpotential

Als polyphager Laubbaum-Primärschädling besitzt der Asiatische Laubholzbockkäfer in Abhängigkeit von der lokalen Baumartendiversität das Potential, sowohl Einzelbäume und Baumgruppierungen als auch ganze Wald- und Forstgebiete nach mehrjährigem Befall zum Absterben zu bringen (Haack et al. 2010, S. 526; Hu et al. 2009, S. 360; JKI 2011, S. 21; Abb. 5.2 und 5.3). Neben nachhaltigen Schäden im ökologischen Bereich kann ein entsprechend umfangreicher Befall zudem ökonomisch bedeutsame Folgeschäden hervorrufen. Die Wahrscheinlichkeit eines Befalls in der Nähe menschlicher Siedlungen ist

sehr hoch. Schäden in urbanen Gebieten können nicht nur die ästhetische Erscheinung von lokalen Naherholungsgebieten betreffen, sondern auch ökologische und soziale Funktionen einschränken (vgl. nachfolgende Kapitel), gegebenenfalls sogar zu einer Gefährdung von Personen und Sachgegenständen durch herabstürzende Äste oder umfallende Bäume führen. Entsprechend umfangreich und hoch sind die Risikoeinstufung und das Gefahrenpotential des Käfers.

5.1.2.1 Ökologisches Schadpotential

Ökologisch betrachtet können durch einen Befall mit dem Bockkäfer urbane Einzelbäume, Wind- und Erosionshecken in der Landwirtschaft oder auch ganze (Wald- und Forst-) Ökosysteme nachhaltig negativ beeinflusst, verändert oder schlimmstenfalls regional gänzlich zerstört werden. So drohen der Verlust von verfügbaren Lebensräumen und Änderungen der lokalen klimatischen Gegebenheiten, welche sodann zu einer Bedrohung, bis hin zu einem Verlust, auch von naturschutzrechtlich geschützten Wildtier- und -pflanzenarten führen können. In diesem Zusammenhang ist bemerkenswert, dass der ALB sich bereits innerhalb seines nordamerikanisch-invasiven Areals in einem Naturschutzgebiet in Worcester mit Ahorn als der bestandsbildenden Art verbreiten konnte (Haack 2010, S. 533). Trotz des sofortigen Ausweises einer Quarantänezone und der Veranlassung von weiteren Managementmaßnahmen konnte der Käfer bisher noch nicht ausgerottet werden (Haack et al. 2010, S. 533 und 528). Dass eine derartige gezielte Bekämpfung des ALB in einem naturschutzrechtlich geschützten Gebiet in Deutschland gelingt, ist angesichts der hohen Eingriffsvoraussetzungen (etwa gemäß § 23 BNatSchG) jedoch keineswegs gesichert. Auch aus ökologischer Sicht sollten derartige Eingriffe in naturschutzrechtlich geschützten Biotopen im Einzelfall sorgfältig abgewogen werden.

Arten-Verdrängungsprozesse durch das Insekt, die insbesondere in den invasiven Arealen gegenüber heimischen Arten zu erwarten wären, sind bisher nicht bekannt geworden. Mit Blick auf die derzeit auf lokale Einzelvorkommen beschränkte Verbreitung in Nordamerika und Europa kann diesbezüglich derzeit auch keine Aussage getroffen werden.

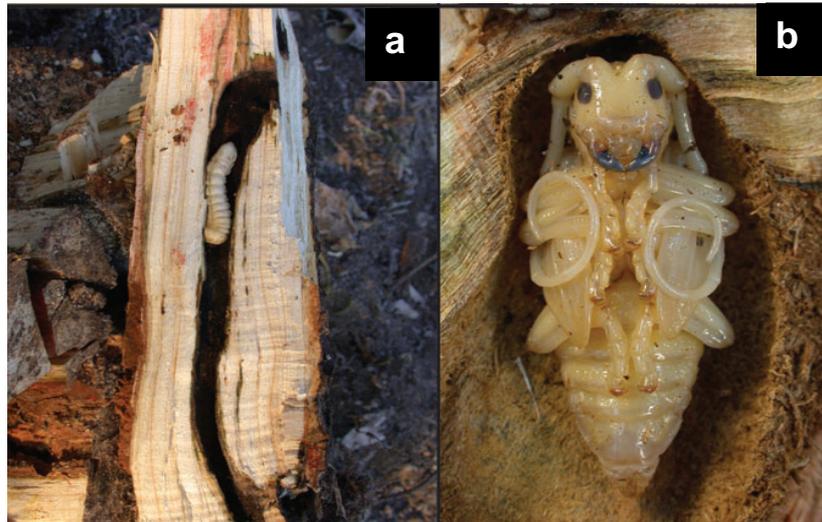


Abbildung 5.2: (a) der meiste Schaden wird von außen unsichtbar im Inneren des Baumes durch die Fraßgänge der Laven des ALBs verursacht; (b) Larve des Asiatischen Laubholzbockkäfers (Photos von F. Hérard aus Haack et al. 2010).

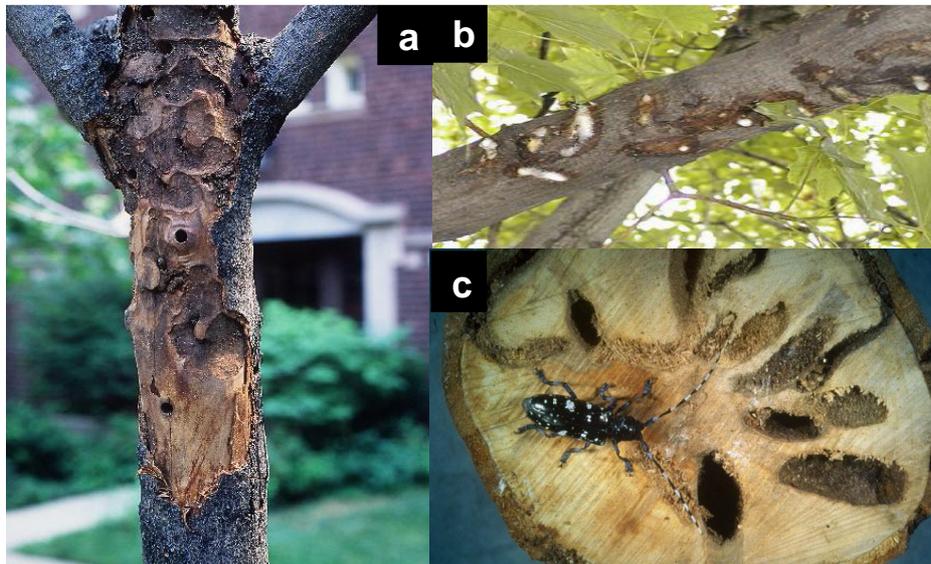


Abbildung 5.3: Schadbilder des ALBs: (a) fortgeschrittener Befall kann zum Absterben von einzelnen Baumpartien bis hin zu ganzen Bäumen führen, (b) Saftfluss durch Rindenverletzungen an einem Ahorn, (c) Bohrgänge durch Larvenfraß (Bildquellen: (a) www.aces.uiuc.edu, (b) www.inspection.gc.ca, (c) www.forestryimages.org).

5.1.2.2 Ökonomisches Schadpotential

Bei der Betrachtung des ALBs als Modellart verdient die Tatsache besondere Aufmerksamkeit, dass die ersten und bisher bedeutsamsten Schäden in seinem chinesischen Verbreitungsareal als Folge eines nationalen Wiederaufforstungsprogramms auftraten, das vor allem die Pflanzung von Pappelarten (*Populus spec.*) in Monokultur umfasste und eine Massenvermehrung des Käfers bewirkte (Hu et al. 2009, S. 363). Innerhalb von sechs Jahren wurden in den Pappelforsten 142 Millionen Bäume befallen (Kowarik 2010, S. 338). Allein in Ningxia (China) wurden daraufhin 80 Millionen Bäume gefällt, in der Mongolei waren es 11 Millionen (Haack et al. 2010, S. 527). In China ist von ökonomischen Schäden im Wert von 10 Milliarden Chinesischen Yuan (dies entspricht ca. 1,5 Milliarden US Dollar) pro Jahr auszugehen (Hu et al. 2009, S. 360). Bei dieser hohen Anzahl von befallenen und gefällten Bäumen und die zunehmende weltweite Handelsintensität und -verflechtung ist nicht auszuschließen, dass eine verstärkte Verschleppung des Insektes herbeigeführt wurde (Haack et al. 2010, S. 530) Inzwischen wird der Käfer in China als der besorgniserregendste Forstschädling eingestuft (Hu et al. 2009, S. 363).

Für das nordamerikanische, invasive Areal haben Nowak et al. (2001, S. 116) in einer Studie das Schadpotential des ALBs für die urbanen Gebiete hochgerechnet. Demnach besteht für 12 bis 61 % aller urbanen Bäume in neun ausgewählten Städten in den USA ein Befallsrisiko durch den ALB. Die entstehenden Schäden würden sich auf 72 Millionen bis 2,3 Milliarden US Dollar pro Stadt belaufen. Auf das gesamte Gebiet der USA bezogen würde sich nach der Abschätzung der maximalen, potentiellen und urbanen Schadwirkung durch den Käfer ein Verlust von 34,9 % der totalen Baumkronendeckung und eine 30,3 %ige Baumabsterberate (ca. 1,2 Milliarden Bäume) sowie ein ökonomischer Schaden von 669 Milliarden Dollar ergeben. Als vergleichsweise hoch werden die potentiell möglichen Schäden auch in Europa eingeschätzt. Bei einer Berechnung von potentiellen ALB-Schäden allein für die Baumgattung *Acer* (Ahorn) in Berlin wurden bereits Kosten in Höhe von ca. 96 Millionen Euro erreicht (JKI 2011, S. 9).

Die Kosten setzen sich dabei aus den Kosten für das Monitoring, die Fäll- und Entsorgungsmaßnahmen und insbesondere auch die Baumwertverluste zusammen. Denn die Nachfrage und damit auch der Preis von Holz als nachhaltiges Bau- und Energiematerial steigt zunehmend. Die meisten Wälder und Forste sind folglich auch als langfristig angelegte Kapitalanlagen der öffentlichen Hand oder Privaten mit einem hohen ökonomischen Wert einzustufen. Zudem erbringen Wälder auch sog. kostenlose „ecosystem services“, die zunehmend auch in der Ökonomie Beachtung finden, jedoch schwierig zu ermitteln sind. Beispiele hierfür sind die Bereitstellung von Lebensräumen, die Bestäubung und Verbreitung von Pflanzen, Luft- und Wasserfilterung, CO₂-Speicherung sowie Lärmreduzierung und die

Naherholungsfunktion für den Menschen. Auch Baumgruppierungen oder strukturelle Gehölzanzpflanzungen erfüllen wirtschaftlich wichtige, bislang jedoch noch nicht quantifizierte, Funktionen. Entlang von Steilhängen und in der Landwirtschaft dienen sie dem Erosions-, Wind- und Hochwasserschutz. Auf Weiden bieten sie Nutztieren Sonnen- und Regenschutz. Zu den direkten Verlusten bzw. Maßnahmenkosten bei einem Schädlingsbefall sind diese indirekten Wertverluste der "ecosystem services" grundsätzlich zu addieren oder zumindest abzuschätzen.

Zudem ist denkbar, dass die derzeitige Einstufung von Obstgehölzen (wie Apfel, Birne, Kirsche und Pflaume) als seltene oder resistente Wirtsbäume (Hu et al. 2009, S. 366) aufgrund des hohen Angebotes und der Anpassungsfähigkeit des Käfers (Hu et al. 2009, S. 364) in suburbanen Gebieten möglicherweise zukünftig verstärkt befallen werden könnten, was ein weiteres ökonomisches Schadpotential darstellen würde.

5.1.2.3 Soziologisches Schadpotential

Auch wenn dies nicht immer sichtbar ist, nehmen Bäume in urbanen Ökosystemen bedeutende Funktionen wahr. Sie fungieren zum einen als Luft-, Lärm- und Wasserfilter, spenden Schatten und Luftfeuchtigkeit und tragen auf diese Weise zur Abkühlung urbaner Hitzeinseln bei. Zum anderen bilden sie Lebensraum für Singvögel und andere Arten und werden als Verkehrsberuhigung entlang stark befahrener Straßen gepflanzt. Insbesondere großflächige Grüninseln innerhalb von Städten (Parks, Grünanlagen) sind aufgrund ihrer Funktion als Naherholungsgebiet und Ruheinsel für das Wohlbefinden der städtischen Bevölkerung bedeutsam. Auch in privaten Gärten, der Landwirtschaft oder entlang von Gleisen werden Bäume aus den verschiedensten Gründen gepflanzt. Ein ALB-Befall besitzt somit das höchste soziologische Schadpotential in unmittelbarer Nähe von Menschen, Infrastrukturen, Gebäuden und weiteren Sachgegenständen.

5.1.2.4 Risiko und Gefahrenpotential

Nach einer Risikoanalyse für Europa seitens des britischen Pflanzenschutzdienstes besteht ein hohes Risiko für eine Einschleppung und erfolgreiche Etablierung des Insekts mit einem entsprechenden Befall von Stadt- und Parkbäumen (entnommen aus JKI 2011, S. 8). Auch eine Verbreitung in europäischen Waldbeständen ist nach dieser Studie möglich. Zu einem vergleichbaren Ergebnis kommt eine Studie des Julius Kühn-Institutes (JKI) für Deutschland (JKI 2011, S. 8).

Der Bockkäfer hat ein sehr hohes phytosanitäres Schadpotential, das die intermediären (ökologischen, ökonomischen sowie soziologischen) Funktionen von Wäldern

und urbanen Bäumen nachhaltig schädigen kann. Zugleich zeichnet ihn eine hohe Anpassungsfähigkeit in Verbindung mit dem oben dargestellten weiträumigen klimatischen Verbreitungspotential insbesondere für die nördliche Hemisphäre (vgl. Kapitel 4; Haack et al. 2010, unter anderem S. 522 und 526; Hu et al. 2009, unter anderem S. 364 und 366) aus. Auf der Grundlage dieser Erkenntnisse geht von dem Asiatischen Laubholzbockkäfer bei einer ungehinderten Einschleppung und Etablierung mit sehr hoher Wahrscheinlichkeit ein erhebliches, sowohl regionales als auch globales, Schadpotential aus, wodurch eine grundsätzliche Gefahr für den Fortbestand von Wäldern und Forsten sowie für urbane und suburbane Lebensräume zu befürchten ist. Ein zeitlich und/ oder räumlich fortschreitender Befall kann zu einem akuten Sicherheitsrisiko entlang von Infrastrukturen (Straßen, Wege, Gleise), in Wohngebieten sowie Parkanlagen und Grünflächen oder auch Wäldern und Forsten führen (vgl. Haack et al. 2010, S. 526; Hu et al. 2009, S. 360 und 370; JKI 2011, S. 3 und 8-9; Nowak et al. 2001, S. 116).

Gleichwohl ist anzumerken, dass beispielsweise der Befall in der Stadt New York, der erst ca. zehn Jahre nach der Einschleppung festgestellt wurde (JKI 2011, S. 6), durchaus Anlass geben kann, den bisherigen Konsens über die Gefahreneinstufung und die Invasivität des Käfers kritisch zu betrachten. Auch die sehr spärlichen Vorkommen in Europa, trotz der erst im Jahr 2002 erfolgten Aufnahme von *Anoplophora glabripennis* in Anhang A Quarantäne-RL durch die Änderungsrichtlinie 2002/36/EG⁴, lassen Raum für Begründungen einer Gefahrenüberbewertung. Zugleich jedoch bleibt das erhöhte Risiko, gerade bei zunehmend günstigeren Klimabedingungen, für das Insekt bestehen und rechtfertigt insbesondere im Hinblick auf den Vorsorgegrundsatz weiterhin die rechtliche Einstufung des ALBs als Quarantäneschadorganismus auf europäischer Ebene im Sinne der Quarantäne-Richtlinie. Denn die Situation in New York hat ebenfalls verdeutlicht, dass eine Bekämpfung mit zunehmendem Befall schwieriger und damit auch kostenintensiver wird, insbesondere weil notwendige Eingriffe wie Fällungsmaßnahmen immer häufiger erforderlich werden. Das Risiko, den Schädling in einem Gebiet gar nicht mehr ausrotten zu können, steigt zugleich mit zunehmender zeitlicher Verzögerung und kann letztlich in einer dauerhaften Etablierung des Schadorganismus enden.

⁴ RL 2002/36/EG der Kommission vom 29. April 2002 zur Änderung bestimmter Anhänge der Richtlinie 2000/29/EG des Rates über Maßnahmen zum Schutz der Gemeinschaft gegen die Einschleppung und Ausbreitung von Schadorganismen der Pflanzen und Pflanzenerzeugnisse (ABl. EG Nr. L 116, S. 16).

5.2 Rechtliche Regelungen bezüglich forstlicher Quarantäneschadorganismen in Deutschland

In einer globalisierten Welt mit weitläufigen wirtschaftlichen, transnationalen Vernetzungen können und werden, neben den zu transportierenden Gütern und Personen, auch unerwünschte Stoffe und Schädlinge unbemerkt verschleppt und verbreitet (Davis 2009; Holljesiefken 2007; Kowarik 2010; Mack et al. 2000; Nentwig 2008). Um eine weitere Verbreitung letzterer einzudämmen, wurden im Rahmen des Völker- und Europarechts verschiedene internationale Abkommen bzw. Regelungen verabschiedet (vgl. Holljesiefken 2007, unter anderem S. 49-144; Kowarik 2010, S. 381-390). Auf unionsrechtlicher Ebene ist insbesondere die Artenschutz-Verordnung von 1997 (EG-ArtSchV⁵) zu nennen. Auf internationaler Ebene ist das Übereinkommen über die Biologische Vielfalt von 1992 (Convention on Biological Diversity - CBD⁶, unter anderem Art. 8 lit. h, der die arten- und situationsbezogene Abwehr von nichtheimischen Arten vorsieht), die Berner Konvention⁷ von 1979 und insbesondere das oben (Kapitel 5.1) bereits erwähnte Internationale Pflanzenschutzübereinkommen (IPPC) bedeutsam. Die IPPC trat 1997 in überarbeiteter Version in Kraft und zielt vornehmlich auf den Schutz von wirtschaftlich genutzten und bedeutenden Pflanzenarten ab (Holljesiefken 2007, S. 95/96). Für eine weltweite Koordination ist sie institutionell an die Ernährungs- und Landwirtschaftsorganisation der Vereinten Nationen (Food and Agriculture Organisation of the United Nations, FAO) angegliedert und von grundlegender Bedeutung für die europäischen (vgl. Erwägungsgrund Nr. 6 Quarantäne-RL) sowie deutschen Regelungen im Bereich des Pflanzenschutzes (Holljesiefken 2007, S. 95, 128 und 130). Das Abkommen umfasst umfangreiche Maßnahmen zur Verhinderung der Einbringung, Bekämpfung und Kontrolle von Schadorganismen mit dem Schwerpunkt auf der Einfuhrkontrolle und berücksichtigt somit die in Art. 8 lit. h CBD benannten Maßnahmen zum Schutz gegen invasive, nichtheimische Arten (Holljesiefken 2007, S. 99). Ferner umfasst das IPPC die Einrichtung eines koordinierenden Sekretariats, das an die FAO angegliedert ist (Art. XII IPPC), eine Kommission für die Erarbeitung von phytosanitären Maßnahmen (Art. XI IPPC) und regionale Pflanzenschutzorganisationen (Art. IX IPPC).

In Europa wird die IPPC institutionell durch die European and Mediterranean Plant

⁵ Verordnung 338/97/EG des Rates vom 09. Dezember 1996 über den Schutz von Exemplaren wildlebender Tier- und Pflanzenarten durch Überwachung des Handels (ABl. EG Nr. L 61, S. 1).

⁶ Übereinkommen über die biologische Vielfalt vom 05. Juni 1992 (BGBl. II, S. 1741), in Rio de Janeiro verabschiedet und völkerrechtlich in Kraft seit 19. Dezember 1993. Die Biodiversitätskonvention ist in Deutschland seit 21. März 1994 mit dem „Gesetz zu dem Übereinkommen vom 05.06.1992 über die biologische Vielfalt“ (BGBl. II, S. 350) in Kraft (vgl. Holljesiefken 2007, S. 55).

⁷ Übereinkommen über die Erhaltung der europäischen wildlebenden Pflanzen und Tiere und ihrer natürlichen Lebensräume vom 19. September 1979 (Berner Konvention, Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats, BGBl. II, S. 1115).

Protection Organisation (EPPO) vertreten. Diese ist für die Entwicklung von Pflanzenschutzmaßnahmen, die Erstellung von bedeutsamen Pflanzenschädlingslisten und die Koordination sowie den Informationsaustausch zwischen den Vertragsstaaten zuständig (Holljesiefken 2007, S. 102/103). Die gelisteten Schädlinge der EPPO stellen für die EU-Staaten lediglich Orientierungslisten dar, die jedoch mit vielen wichtigen Informationen über bestimmte Arten, deren Ökologie und Verbreitung verknüpft sind. Die EU hat mit der Quarantäne-Richtlinie eine Regelung zum Schutz gegen die Einschleppung und Ausbreitung von Schadorganismen der Pflanzen und Pflanzenerzeugnisse getroffen. Rechtlich verbindlich zu bekämpfen sind somit nach Art. 16 Abs. 1 und Abs. 2 Quarantäne-RL diejenigen Pflanzenschädlinge, die insbesondere in den Anhängen I und II Quarantäne-RL gelistet sind. Jeder Mitgliedstaat ist nach Art. 288 AEUV⁸ (ex-Art. 249 EGV) verpflichtet, die in der Quarantäne-Richtlinie benannten Rahmenregelungen und Ziele in nationales Recht umzusetzen. Die Mitgliedstaaten sind nach Art. 3 und Art. 6 Quarantäne-RL zu einem umfangreichen Management mit Monitoringprogrammen zur Vermeidung von Einfuhr und transnationaler Ausbreitung verpflichtet. Konnte sich dennoch ein Schadorganismus in einem Mitgliedstaat wo er vormals nicht vorkam etablieren, trifft dieser Mitgliedstaat nach Art. 16 Quarantäne-RL alle erforderlichen Maßnahmen zur Tilgung oder Eindämmung des Organismus. Dies kann beispielsweise wie in Deutschland (JKI 2011, S. 16) durch die Einrichtung einer Quarantänezone in Verbindung mit Ausrottungsmaßnahmen erfolgen. Entsprechend dem dreistufigen Ansatz "Vermeidung - Begrenzung/ Reduzierung – Wiederherstellung" und dem Kooperationsprinzip im Umweltrecht sind dabei die interdisziplinären und grenzüberschreitenden Maßnahmen zur Vermeidung der Ein- und Verschleppung von Schadorganismen gegenüber lokalen Ausrottungsmaßnahmen vorrangig (Hubo et al. 2007, S. 9; Shine et al. 2000, S. 11, 19 und 33; Erwägungsgrund Nr. 5 und 6 Quarantäne-RL).

In dem hier dargestellten Kontext ist bei der Setzung von entsprechenden internationalen Transportstandards und –restriktionen insbesondere die ausschließliche Versendung von Holzverpackungsmaterialien, die im Begasungs-, Erhitzungs- oder Unterdruckverfahren behandelt wurden, oder von entrindeten Baumstämmen zu nennen. Diese Standards wurden unter anderem zunächst seitens der EU durch die "Verpackungsholzverordnungen"⁹

⁸ Konsolidierte Fassung des Vertrags über die Arbeitsweise der Europäischen Union (ABl. EU vom 09. Mai 2008, C115/47, herunterzuladen unter: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:C:2008:115:0047:0199:de:PDF>)

⁹ Entscheidung 1999/355/EG der Kommission vom 26. Mai 1999 über Sofortmaßnahmen gegenüber China (ausgenommen Hongkong) zum Schutz gegen die Verbreitung von *Anoplophora glabripennis* (Motschulsky) (ABl. EU Nr. L 137, S. 45) und Entscheidung 2001/219/EG der Kommission vom 12. März 2001 über befristete Sofortmaßnahmen in Bezug auf ganz oder teilweise aus unbehandeltem Nadelholz hergestelltes Verpackungsmaterial mit Ursprung in Kanada, China, Japan und den USA (ABl. EU Nr. L 81, S. 39).

in den Jahren 1999 und 2001 erlassen. Im Jahr 2004 bewirkte die RL 2004/102/EG¹⁰ eine Änderung der Anhänge der Quarantäne-Richtlinie und die Aufhebung der vorhergehenden „Verpackungsholzverordnungen“¹¹. In Deutschland wurde diese Änderung der Quarantäne-Richtlinie im Jahre 2005 durch eine Änderung der Pflanzenbeschauverordnung (PflBeSchauV)¹² in nationales Recht umgesetzt. Seit 2005 wurden auch die international zu beachtenden Regelungen für Holzverpackungen im internationalen Handel seitens der IPPC bekannt gegeben (International Standards for Phytosanitary Measures - ISPM Pub. Nr. 15¹³ und Art. VII IPPC) (vgl. auch Holljesiefken 2007, S. 95; Haack et al. 2010, S. 537/538). Für eine effektive Umsetzung der Standards ist die stete Überwachung sowie Kontrolle von Warenimporten („spezifisches Einfuhrmonitoring“) an so genannten EU-Einlassstellen (wie Flughäfen, Häfen, Bahnhöfen, Warenlagerstätten, vgl. Art. 2 Abs. 1 lit. j und Art. 6 Quarantäne-RL) unter Einsatz von entsprechend qualifiziertem Personal der zuständigen Behörde unerlässlich (Haack et al. 2010, S. 530/531; Hubo et al. 2007, S. 11/12). Als Kontrollmechanismus im europäischen Warenverkehr dient dabei der Grundsatz der Untersuchung am Eingangs- bzw. Bestimmungsort, welcher auf nationaler Ebene in der Pflanzenbeschau-Verordnung geregelt ist. Nach § 8 PflBeschauV gilt dieser Grundsatz für die Einfuhr von Pflanzen, Pflanzenerzeugnisse oder sonstige Gegenstände aus einem Drittland nach Deutschland. In § 13a PflBeschauV ist das Verbot innergemeinschaftlicher Verbringungen enthalten. Grundsätzlich dürfen Schadorganismen, die in Anhang I Quarantäne-RL gelistet sind, oder Pflanzen, Pflanzenerzeugnisse oder sonstige Gegenstände, die mit in Teil A Anhang I und II Quarantäne-RL aufgeführten Schädlingen befallen sind, nach § 1 Abs. 1 Nr. 8, § 2 und § 3 PflBeschauV nicht nach Deutschland eingeführt werden. Entsprechendes gilt für die benannten Pflanzen, Pflanzenerzeugnisse oder sonstigen Gegenstände und deren Verbringung in die EU nach § 13a Abs. 1 bis 4 PflBeschauV. Für die Pflanzen, Pflanzenerzeugnisse oder sonstigen Gegenstände, die in Teil A Anhang III und Teil A Kapitel I Anhang IV Quarantäne-RL gelistet sind, gilt nach den §§ 4 und 5 PflBeschauV ebenfalls ein Einfuhrverbot, teilweise mit Erlaubnisvorbehalt. Entsprechendes gilt für die benannten Pflanzen, Pflanzenerzeugnisse oder sonstigen Gegenstände und deren Verbringung in die EU nach § 13a Abs. 5 und § 13b PflBeschauV. Für Pflanzen,

¹⁰ RL 2004/102/EG der Kommission vom 05. Oktober 2004 zur Änderung der Anhänge II, III, IV der Richtlinie 2000/29/EG des Rates über Maßnahmen zum Schutz der Gemeinschaft gegen die Einschleppung und Ausbreitung von Schadorganismen der Pflanzen und Pflanzenerzeugnisse (ABl. EU Nr. L 309, S. 9).

¹¹ Entscheidung der Kommission vom 24. November 2005 zur Aufhebung der Entscheidungen 1999/355/EG und 2001/219/EG (bekannt gegeben unter Aktenzeichen K(2005) 4500, ABl. EU Nr. L 311, S. 39).

¹² Sechste Verordnung zur Änderung pflanzenschutzrechtlicher Vorschriften vom 12. Oktober 2005 (BGBl. I, S. 2916).

¹³ Sekretariat der IPPC, ISPM No. 15: "Regulation of wood packaging material in international trade". Alle ISPMs unter: https://www.ippc.int/index.php?id=ispms&no_cache=1&L=0.

Pflanzenerzeugnisse oder sonstige Gegenstände, die in Anhang V Quarantäne-RL gelistet sind und nach Deutschland aus einem Drittland eingeführt werden sollen, sowie für Pflanzen, Pflanzenerzeugnisse oder sonstige Gegenstände, die in Anhang V oder Anhang IV Teil A Kapitel II Quarantäne-RL gelistet sind und innergemeinschaftlich verbracht werden sollen, gilt das Mitführen von phytosanitären EU-Transportdokumenten (vgl. auch Art. V IPPC; Erwägungsgrund Nr. 28 und 31, Art. 1 Abs. 1 Satz 2 lit. d und Art. 2 Abs. 1 lit. f Quarantäne-RL). So müssen Pflanzen, Pflanzenerzeugnisse oder sonstige Gegenstände mit Ursprung in einem Drittland bei Einfuhr nach Deutschland nach § 6 PflBeschauV mit einem Pflanzengesundheitszeugnis nach dem Muster der RL 2004/105/EG¹⁴ bzw. der Quarantäne-Richtlinie (vgl. § 6 Abs. 1 Nr. 1 PflBeschauV), und solche mit Ursprung in einem innergemeinschaftlichen Staat nach § 13c Abs. 1 PflBeschauV mit einem Pflanzenpass versehen sein. Für das Verbringen in Schutzgebiete sind besondere Vorschriften nach §§ 13 h bis 13m PflBeschauV erlassen worden. Zudem muss nach § 13n Abs. 2 PflBeschauV derjenige, „... der Pflanzen, Pflanzenerzeugnisse und sonstige Gegenstände nach Absatz 1 einführen, innergemeinschaftlich verbringen oder zu gewerblichen Zwecken lagern will ...“, auf Antrag in ein Verzeichnis der zuständigen Behörde aufgenommen werden. Durch diese fortlaufenden, transnationalen Monitoringprogramme konnten weltweit Funde von Pflanzenschädlingen frühzeitig abgefangen und Etablierungen verhindert werden (Haack et al. 2010, S. 530/531 und 537/538).

In Deutschland erfolgte die Umsetzung der Quarantäne-Richtlinie durch eine Anpassung des vitalen Umweltschutzes, namentlich des Pflanzenschutzgesetzes (§ 1 Nr. 5 PflSchG) und der Pflanzenbeschau-Verordnung (Hubo et al. 2007, S. 42). Die Überwachung (meldepflichtiger) Pflanzenschadorganismen ist international durch die ISPM Pub. Nr. 6¹⁵ und auf nationaler Ebene in § 34 PflSchG sowie in den §§ 8, 12, 13d und 13l PflBeschauV geregelt und obliegt demnach den jeweils zuständigen Landesbehörden. Mit dem direkten Verweis in § 1 Abs. 2 PflBeschauV auf die in den Anhängen der Quarantäne-Richtlinie gelisteten und somit als 'besonders gefährlich' definierten Pflanzenschadorganismen (vgl. Erwägungsgrund Nr. 7 Quarantäne-RL), gelten die Anhänge der Quarantäne-Richtlinie unmittelbar auch auf nationaler Ebene und jedwede Änderung der Anhänge der Quarantäne-Richtlinie wird automatisch und unmittelbar in deutsches Recht übernommen. Neben den oben dargestellten Einfuhrverboten für Quarantäneschadereger (§§ 2, 3 PflBeschauV) und den Verbringungsverboten (§ 13a Abs. 1 bis 4 PflBeschauV) ist nach Feststellung einer

¹⁴ RL 2004/105/EG der Kommission vom 15. Oktober 2004 zur Festlegung der Muster der amtlichen Pflanzengesundheitszeugnisse und Pflanzengesundheitszeugnisse für die Wiederausfuhr, die den in Richtlinie 2000/29/EG des Rates aufgeführten Pflanzen, Pflanzenerzeugnissen und sonstigen Gegenständen aus Drittländern beiliegen (ABl. EU Nr. L 319, S.9).

¹⁵ Sekretariat der IPPC, ISPM No. 6: "Guidelines for surveillance". Alle ISPMs unter: https://www.ippc.int/index.php?id=ispms&no_cache=1&L=0.

Schädlingskontaminierung die Einleitung von Maßnahmen zur Gefahrenabwehr international durch die von den Vertragsstaaten zu beachtenden ISPMs Nr. 8 und Nr. 9¹⁶ und rechtlich verbindlich auf nationaler Ebene in den §§ 9, 13g und 13l PflBeschauV geregelt.

In Deutschland fungiert das Julius Kühn-Institut (JKI), das eine selbstständige Bundesoberbehörde im Geschäftsbereich des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV) und zugleich ein Bundesforschungsinstitut darstellt (vgl. § 33 PflSchG und <http://www.jki.bund.de>), als bundesweite Koordinierungsstelle zwischen den einzelnen Pflanzenschutzbehörden der Bundesländer. Zudem ist das JKI in bestimmten Fällen der zuständige Ansprechpartner für den Austausch mit der Europäischen Kommission und den Pflanzenschutz-Behörden der anderen EU-Mitgliedstaaten (§ 14b PflBeSchauV, Art. 1 Abs. 4 Quarantäne-RL). Das Institut übernimmt des Weiteren die Unterrichtung und Beratung der Bundesregierung auf dem Gebiet des Pflanzenschutzes (§ 33 Abs. 2 Nr. 1 PflSchG).

Eine vertiefende Darstellung über die normativen Grundlagen zur Klassifizierung, Bewertung und den rechtlichen Umgang auf den unterschiedlichen Ebenen mit invasiven Arten findet sich in Holljesiefken (2007), eine Zusammenfassung in Kowarik (2010, S. 381-390).

5.2.1 Management nach Befallsfeststellung von nichtheimischen forstlichen Quarantäneorganismen in Deutschland

Konnte durch die fortlaufenden, globalen Managementprogramme eine Einschleppung mit anschließender Etablierung nicht verhindert werden, sind rechtlich verbindliche Monitoringprogramme auf nationaler Ebene vorgesehen (§§ 2a bis 5 PflSchG; §§ 9, 13g und 13l PflBeschauV; vgl. auch die international zu beachtenden ISPMs Nr. 8 und Nr. 9). Wurde der nach § 34 PflSchG zuständigen Behörde (meist die Pflanzenschutzdienste der Bundesländer) ein Befall mit einem nach § 1 Abs. 2 PflBeschauV i. V. m. den Anhängen der Quarantäne-RL gelisteten und nach den §§ 9, 13g und 13l PflBeschauV sowie §§ 2a, 4 PflSchG zu bekämpfenden Quarantäneschadorganismus gemeldet, ist dieser unmittelbar durch einen geschulten Mitarbeiter der Behörde mittels direktem (z. B. Bestimmung eines lebenden Stadiums des Schadorganismus) oder indirektem Nachweis (z. B. Bohrlöcher) zu bestätigen oder zu verwerfen (JKI 2011, S 11-13). Bestätigt der Mitarbeiter den Befall oder kann der Verdacht auf einen Befall, z. B. bei schwierigen indirekten Nachweisen, nicht ausgeschlossen werden, folgt nach den §§ 9, 13g und 13l PflBeschauV die unverzügliche

¹⁶ Sekretariat der IPPC, ISPM No. 8: "Determination of pest status in an area" and ISMP No. 9: Guidelines for pest eradication programmes". Alle ISPMs unter: https://www.ippc.int/index.php?id=ispms&no_cache=1&L=0.

Einleitung entsprechender Soforthilfemaßnahmen und langfristiger Monitoringprogramme in Verbindung mit Quarantänemaßnahmen (JKI 2011, S. 11). Da sich eine effektive Bekämpfung nach den spezifischen Eigenschaften des jeweiligen Quarantäneorganismus richtet, werden unter Beachtung der allgemeinen Vorschriften hinsichtlich der Einleitung von geeigneten Bekämpfungsmaßnahmen (§§ 9, 13g und 13l PflBeschV) jeweils artspezifische Leitlinien durch das JKI ausgearbeitet und von den zuständigen Landesbehörden vor Ort angewendet.

Im Folgenden wird kurz das vorgesehene Management nach der "Leitlinie zur Bekämpfung des Asiatischen Laubholzbockkäfers *Anoplophora glabripennis* in Deutschland" des Instituts für Pflanzengesundheit des Julius Kühn-Institutes (2011) dargestellt, die ausführliche Informationen zur Bekämpfung des ALBs umfasst. Einen internationalen Vergleich der Management- und Bekämpfungsstrategien in den USA, Kanada und weiteren europäischen Ländern findet sich in Haack et al. (2010). In Deutschland sind nach der Erstfeststellung eines Befalls unverzüglich umfangreiche Maßnahmen einzuleiten. Um den befallenen Baum wird in einem Radius von 500 Metern eine intensive Inspektion, auch in den Baumkronen potentieller Wirtsbäume, vorgenommen. Hierzu können Baumsteiger oder Hubsteiger angefordert werden. Darüber hinaus werden innerhalb eines Radius von zwei Kilometern um den Baum alle potentiellen Wirtsbäume auf einfache Verdachtsmomente überprüft, ohne die Hinzunahme von Baumsteigern. Letztlich wird ein Befallsgebiet ausgewiesen, welches alle befallenen Bäume inklusive der zwischenräumlichen Flächen umfasst. Um dieses Gebiet wiederum wird eine Quarantänezone mit einem Radius von zwei Kilometern gezogen und in einer Karte dokumentiert. Der Radiusumfang richtet sich dabei nach den bisher beobachteten bzw. potentiell möglichen maximalen Flugdistanzen des Schädling (siehe Kapitel 1.1.3). Innerhalb der Quarantänezone gelten Quarantäneauflagen, die per Allgemeinverfügung (§ 35 Satz 2 VwVfG) festgelegt werden und allen Betroffenen mitzuteilen sind. Bei größeren Befallssituationen wäre eine Staffelung der Zone in verschiedene Monitoring-Intensitätsstufen nach dem Vorbild von New York City sinnvoll, wo das Quarantänegebiet 212 km² umfasst. Innerhalb der finalen Zone erfolgen regelmäßige Kontrollgänge seitens der Baumbesitzer und der Pflanzenschutzbehörde auf Befallshinweise, bis der Befall als bekämpft gilt. Dabei besteht nach § 3 Abs. 1 Nr. 1 PflSchG i. V. m. § 1a PflBeSchauV eine generelle Meldepflicht (ohne explizite Anordnung) für Baumbesitzer und so genannte ‚Fachkundige‘.

Je nach Jahreszeit und Witterung (JKI 2011, S. 17) und auf der Grundlage von § 3 Abs. 1 Nr. 6 und 12 PflSchG i. V. m. § 4a PflSchG (in Eilfällen i. V. m. § 5 PflSchG) kann die Fällung aller befallenen oder befallsverdächtigen Wirtsbäume unter amtlicher Aufsicht unverzüglich oder innerhalb von vier Wochen nach Zugang des Rodungsbescheids

angeordnet werden. Dies kann in einfachen Fällen auf Grundstücken in Staatsbesitz von der zuständigen Pflanzenschutzbehörde selbst durchgeführt werden. In schwierigeren Fällen (Baumgröße und -standort) und bei Privaten erfolgt jedoch ein Rodungsbescheid seitens der Behörde und es müssen Fachexperten mit der Fällung beauftragt werden. Die Bäume in Privatbesitz müssen nach § 3 Abs. 1 Nr. 5 i. V. m. § 4a PflSchG (in Eilfällen i. V. m. § 5 PflSchG) und § 38 Abs. 2, 3 und 4 PflSchG für durchzuführende Inspektionen seitens der durch die Behörde beauftragten Personen auf Privatgrundstücken zugänglich sein. Nach § 3 Abs. 1 Nr. 8 PflSchG kann die Nutzung der Grundstücke auch beschränkt oder komplett untersagt werden. Weigert sich ein Privatbesitzer diese Maßnahmen zuzulassen, werden sie im Wege der Verwaltungsvollstreckung durchgesetzt. Ist ein Baumbesitzer nicht in der Lage, die Kosten für eine Fällung zu begleichen, so sind diese von der öffentlichen Hand zu übernehmen und später einzufordern. Die Durchführung der Maßnahmen ist in diesem Falle vorrangig gegenüber der Finanzierung seitens des Baumeigentümers zu behandeln (JKI 2011, S. 24). Können nicht alle Bäume einzeln überwacht werden, wie in Braunau (Österreich) in einem Pappelwäldchen, kann es nach dem Verhältnismäßigkeitsgrundsatz gerechtfertigt sein, vorsorglich alle Bäume zu entfernen (JKI 2011, S. 8).

Die gefällten Bäume sind nach § 9 Abs. 1 Nr. 1 PflBeSchauV sowie § 3 Abs. 1 Nr. 3, 6 und 12 i. V. m. § 4a PflSchG (in Eilfällen i. V. m. § 5 PflSchG) je nach Situation vor Ort oder auf einem entsprechenden ortsnahen Platz unverzüglich und sachgerecht zu vernichten, um zu gewährleisten, dass alle Stadien des Insektes abgetötet werden (z. B. mittels Verbrennung oder der Herstellung von maximal 1 cm großen Hackschnitzeln für die thermische Verwertung) (JKI 2011, S. 18). Die Fällungen und Entsorgungen können als Soforthilfemaßnahmen, aber auch während des fortlaufenden Monitorings innerhalb der festgelegten Zone angeordnet werden. Ein Befall gilt als erfolgreich bekämpft, wenn vier Jahre nach dem letzten Nachweis des Befalls kein weiterer Nachweis erbracht wurde (Haack et al. 2010, S. 533; JKI 2011, S. 24).

In der Praxis können sich aufgrund von lokalen (räumlichen oder politischen) Gegebenheiten Abweichungen von dieser idealen Form der Bekämpfung ergeben, z. B. aufgrund der vorherrschenden finanziellen Situation, der Akzeptanz innerhalb der Bevölkerung, dem Erscheinungsbild (insbesondere in Gebieten, in denen der Tourismus eine bedeutende Wirtschaftssäule darstellt) oder je nach Befallsintensität möglicherweise sogar aufgrund politischer Interessenkonflikte (z.B. Erhaltung von Frischluft-Zufuhr-Zonen). Denkbar ist zudem, dass die Meldepflicht eines Befalls durch Private oder auch Gemeinden aufgrund der finanziellen Lage nicht unverzüglich vorgenommen wird. Die Maßgabe der Fällung aller potentiellen Wirtsbäume in der Quarantänezone kann beispielsweise abweichend zu der Richtlinie des JKI (2011, S. 19) auf Einzelbaumfällungen von Hauptwirtsb Baumarten oder vermutlich bereits befallener Bäume beschränkt werden. Zwar

stehen solche Einzelfallentscheidungen dabei in Übereinstimmung mit Art. VI Abs. 1 lit. b IPPC, dem Grundsatz der Verhältnismäßigkeit und Art. 8 lit. h CBD, wonach alle Maßnahmen auf das notwendige Maß beschränkt und fachlich gerechtfertigt sein müssen (Holljesiefken 2007, S. 59-62), haben sich jedoch in der Praxis als uneffektiv erwiesen (JKI 2011, S. 19/20). Die jüngsten Entwicklungen im Bereich der ALB-Monitoringprogramme sehen den sehr effizienten und nachhaltigen Einsatz von inzwischen eigens zu diesem Zweck ausgebildeten ALB-Spürhunden vor (Hoyer-Tomiczek und Cech 2011, S. 15).

5.2.2 ALB-Managementprogramme und ihre Kosten

Aufgrund der erheblichen ökologischen und ökonomischen Schäden in China durch das Schadinsekt dürften dort auch die Managementprogramme am kostspieligsten sein. Genaue Zahlen hierzu sind jedoch nicht zu finden.

Außerhalb des nativen Areals wurden bisher in Nordamerika, wo sich der Käfer vorwiegend in Großstädten etablieren konnte, die meisten Gelder für die Bekämpfung des Schadorganismus ausgegeben. Insgesamt wurden von 1997 bis zum Jahr 2008 ca. 42.000 Bäume gefällt, 866.583 Bäume behandelt und staatliche Gelder in einer Höhe von 373 Millionen US Dollar eingesetzt (Haack et al. 2010, S. 532 und 528). In der Stadt New York, wo der Befall erst ca. zehn Jahre nach der Einschleppung festgestellt wurde, werden jährlich allein in dem New Yorker Quarantänegebiet rund 3,5 Millionen US Dollar zur Bekämpfung aufgebracht (Kowarik 2010, S. 338). Eine Ausrottung des ALBs konnte in New York zwar noch nicht erzielt, eine weitere Ausbreitung jedoch verhindert werden (Kowarik 2010, S. 338). Eine Kalkulierung im Jahre 2006 ergab, dass bei einer jährlichen Bereitstellung von 30 Millionen US Dollar der Befall in Illinois und Jersey City im Jahre 2008 und der in New York im Jahr 2021 getilgt sein sollte (JKI 2011, S. 9). In Kanada wurden zwischen den Jahren 2003 und 2008 insgesamt 23 Millionen Kanadische Dollar für die Bekämpfung von *Anoplophora glabripennis* ausgegeben (Haack et al. 2010, S. 528).

Nach Haack et al. (2010, S. 534) belaufen sich die Kosten in der EU für das Monitoring und die Kontrollaufwendungen des Schadorganismus für den Zeitraum von 2001 bis 2008 auf ca. 550.000 Euro. Die bisher in der EU entstandenen finanziellen Aufwendungen für die Bekämpfungsmaßnahmen sind aufgrund der lokal noch sehr begrenzten Vorkommen und des bisherigen Ausbleibens von Befällen in Großstädten bei weitem noch nicht so hoch wie in Nordamerika. Die beiden deutschen Bundesländer Nordrhein-Westfalen und Bayern haben dennoch einen Solidaritätsantrag bei der EU gestellt (vgl. Kapitel 2.3), weil die Ausgaben für die Bekämpfung des ALBs die derzeit eingeplanten Budgets der Landesregierungen für die Schädlingsbekämpfung insgesamt überschreiten.

Generell sind die Kosten für die fortlaufenden Managementprogramme zur Verhinderung einer Einschleppung und lokalen Etablierung des Insekts und den hinzu-

kommenden Ausgaben in Millionenhöhe für Quarantäne- und Ausrottungsmaßnahmen nach einer Befallsfeststellung insbesondere in China und Nordamerika hoch. Bei Betrachtung der tatsächlichen sowie berechneten potentiellen Schadkosten bei Nicht-Eingreifen (vgl. Kapitel 1.2.2.) nach dem Vorsorgeprinzip und der Gefahrenabwehr sind diese jedoch durchaus berechtigt und angemessen. Zu einem vergleichbaren Schluss gelangt auch die Studie von Smith et al. (2001, S. 117), wonach der Käfer ein geeigneter Kandidat für Ausrottungsmaßnahmen ist, weil sich der Befall derzeit noch auf lokale Einzelvorkommen begrenzt. Zugleich geben auch die bisher erzielten Erfolge der Programme Anlass zur Fortsetzung. So gilt der in Japan im Jahr 2002 in Yokohama festgestellte und als invasiv eingestufte Befall mit ALB seit 2005 und der Befall in Chicago (USA) seit 2008 als erfolgreich bekämpft (Hu et al. 2009, S. 367). Die Befallssituation in China hat sich nach Umstellung der Managementstrategien hin zu einem nachhaltigen Anbau von Mischkulturen (ALB-Wirtsbäume in Kombination mit Nicht-Wirtsbäumen) als erfolgversprechende Eindämmungs- und Bekämpfungsmaßnahme auffallend verbessert (Hu et al. 2009, S. 369-370). Die Managementstrategien in Neunkirchen am Inn und Bornheim bei Bonn konnten zwar bisher die lokalen ALB-Populationen nicht ausrotten, aber eine weitere Verbreitung des Käfers verhindern (Dr. R. Schrage schriftl. Mitt., 24.08.2011; Frau C. Bögel schriftl. Mitt., 31.08.2011). Zu berücksichtigen ist in diesem Zusammenhang, dass der Befall erst dann als erfolgreich bekämpft gilt, wenn es seit vier Jahren keine Befallsverdachtsmomente mehr gegeben hat (Haack et al. 2010, S. 533; JKI 2011, S. 24). Im internationalen Vergleich können sich hier Abweichungen ergeben. So verlangt die Canadian Food Inspection Agency (CFIA) fünf aufeinander folgende Jahre ohne Feststellung eines ALB-Befalls an Bäumen (Haack et al. 2010, S. 535).

5.2.3 Finanzierung der notwendigen Ausrottungs- und Quarantänemaßnahmen in Deutschland

In der föderalistisch gegliederten Bundesrepublik Deutschland ist die Durchführung von Maßnahmen, wie fortlaufende Vorsorgemaßnahmen zur Einschleppungsverhinderung und lokale Bekämpfungsmaßnahmen nach Etablierung, zunächst Aufgabe der zuständigen Behörden auf Länderebene (§ 34 PflSchG). Diese haben für die Schädlingsbekämpfung innerhalb ihres Zuständigkeitsbereiches ein gedeckeltes Budget zur Verfügung. Davon werden zusammenfassend die Kosten für das Monitoring und die Information der Bevölkerung bezahlt (JKI 2011, S. 24). Grundsätzlich sind die so genannten ‚staatlichen Beihilfen‘, die unter anderem für Naturkatastrophen, Einkommensverluste durch umweltverträglichere Techniken, Natura-2000-Zahlungen, Schulung für Waldbesitzer vorgesehen sind, nach der Rahmenregelung der Gemeinschaft für staatliche Beihilfen im

Agrar- und Forstsektor 2007-2013¹⁷ erlaubt und stellen keine Wettbewerbsverzerrung innerhalb der Europäischen Union dar.

Wurden ein Befall mit einem Quarantäneschadorganismus bestätigt und die diesbezüglich notwendigen Maßnahmen in die Wege geleitet, ist eine Überschreitung des für die laufenden Tätigkeiten der betroffenen verantwortlich amtlichen Einrichtung vorgesehenen Budgets möglich (vgl. Art. 23 Abs. 3 Unterabsatz 1 erster Gedankenstrich Quarantäne-RL). In diesem Fall kann das Bundesland über das Julius Kühn-Institut als koordinierende und das Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV) als bundeszentrale Stelle einen Solidaritätsantrag nach Art. 22 bis 24 Quarantäne-RL an die EU zur Inanspruchnahme des EU-Solidaritäts-Fonds stellen. Voraussetzung hierfür ist ein Antrag mit einem Mindestumfang von 25.000 Euro (JKI 2011, S. 24) spätestens in dem Jahr nach Befallsfeststellung (Art. 23 Abs. 4 Quarantäne-RL) sowie die Dokumentation der Ausgaben (JKI 2011, S. 24). Erstattungsfähig sind nach Art. 23 Abs. 3 Quarantäne-RL lediglich Zahlungen aus öffentlichen Mitteln, die in unmittelbarem Zusammenhang mit notwendigen Bekämpfungsmaßnahmen stehen. Nach JKI (2011, S. 24) fallen darunter in der Regel „Aufwendungen für Inspektionen (Arbeitsaufwand, Fahrtkosten), Laboruntersuchungen, Fällung und Entsorgung befallener oder befallsverdächtiger Pflanzen, Behandlung der Pflanzen mit Pflanzenschutzmitteln, Planung der Maßnahmen und die Öffentlichkeitsarbeit (Flyer, Pressenotizen, Organisation von Versammlungen)“.

Die Bewilligung zur finanziellen Unterstützung seitens der EU umfasst jedoch nicht alle Ausgaben sondern nach Art. 23 Abs. 5 Quarantäne-RL nur einen Anteil von maximal 50%. Lediglich in Ausnahmefällen, bei denen andere Gebiete der Gemeinschaft durch die Maßnahmen gleichsam geschützt werden, wie bei der Bekämpfung der Kiefernholznemathode in Portugal, wird nach Art. 23 Abs. 6 Quarantäne-RL eine darüber hinausgehende Unterstützung von mehr als 50 % gewährt. Hinzu kommt eine zeitliche Komponente, die auf einen baldigen Bekämpfungserfolg und die Qualität der eingesetzten Maßnahme abzielt. Je länger die Bekämpfungsmaßnahmen gegen einen Pflanzenschädling andauern, desto geringer kann nach Art. 23 Abs. 8 Quarantäne-RL der Prozentsatz der gewährten finanziellen Unterstützung durch die EU werden. Nach einer Bewilligung seitens der EU werden die Gelder über die bundesweite Koordinierungsstelle JKI an die Bundesländer weitergeleitet, die einen entsprechenden Antrag gestellt hatten. Die durchgeführten Maßnahmen evaluiert nach Art. 23 Abs. 8 Quarantäne-RL regelmäßig eine EU-Delegation (EU-FVO-Kommission) vor Ort. Werden im Anschluss an die Evaluation

¹⁷ Mitteilung der Kommission: Rahmenregelung der Gemeinschaft für staatliche Beihilfen im Agrar- und Forstsektor 2007-2013 (ABl. EU Nr. C 319/01 vom 27.12.2006).

Verbesserungsmöglichkeiten gefordert, so müssen diese umgesetzt werden (vgl. Maßnahmen zur ALB-Bekämpfung in Braunau in Hoyer-Tomiczek und Cech 2011, S. 16), um die Mittel von der EU zu erhalten bzw. nicht wieder zurückzahlen zu müssen (vgl. Art. 23 Abs. 8 und 10 Quarantäne-RL).

Beispielsweise hat Nordrhein-Westfalen vorwiegend für die Refinanzierung der Beschäftigung von zusätzlichem Fachpersonal in den ersten Jahren der Bekämpfung von *Anoplophora glabripennis* entsprechende EU-Anträge gestellt und Gelder erhalten (schriftliche Auskunft von Frau C. Bögel, 31.08.2011). Und im Jahr 2006 erhielt Deutschland insgesamt 12.127 Euro für die Bekämpfung des Insekts, was 45 % der erstattungsfähigen Ausgaben von insgesamt 26.950 Euro entspricht¹⁸.

Ein Rechtsanspruch auf gesetzlich festgelegte, finanzielle Ausgleichszahlungen für Private für entstandene Sachwert-Schäden (z. B. der Holzwert gesunder Bäume) und finanzielle Ausgaben (Fällungen durch Experten, anschließendes Entsorgen befallener Wirtschaftsbäume) in Folge von behördlichen Maßnahmenanordnung mit Durchführungspflicht besteht nach Pflanzenschutzgesetz und Pflanzenbeschauverordnung jedoch nicht. Private sind in diesem Zusammenhang neben individuellen Grundstückseigentümern beispielsweise Inhaber von Gartenfachbetrieben, Sägewerken und Baumschulen, Forsteigentümer oder auch die Deutsche Bahn AG. Die in § 3 Abs. 3 PflSchG verankerte Ermächtigungsgrundlage für die Landesregierungen, wonach diese, soweit das Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz von seiner Befugnis keinen Gebrauch macht, Rechtsverordnungen nach § 3 Abs. 1 PflSchG erlassen dürfen, umfasst ebenfalls keine explizite Befugnis für die verbindliche Festlegung von generellen Entschädigungszahlungen für Private.

Auch andere normative Vorgaben kommen für einen Rechtsanspruch von finanziellen Ausgleichszahlungen für Private nach Quarantänebefall nicht in Betracht. So weist das Bundeswaldgesetz (BWaldG), welches insbesondere auf die Erhaltung des Waldes und die Förderung der Forstwirtschaft abzielt, keine rechtlichen Regelungen zu Wald- oder Forstschädlingen auf. Auf Ebene der Bundesländer, wo das Bundeswaldgesetz durch die jeweils geltenden Landesforst- oder -waldgesetze konkretisiert und ergänzt wird, sind entsprechende Regelungen möglich, die sich dann jedoch rechtlich lediglich auf Wälder und Forste erstrecken. Beispielsweise hat der Freistaat Bayern in Art. 22 Abs. 3 BayWaldG Beihilfen für beihilfewürdige Maßnahmen vorgesehen, die in einem sogenannten forstlichen Landesförderprogramm festgelegt werden sollen, wozu nach Art. 22 Abs. 3 Satz 2 Nr. 1 BayWaldG auch Beihilfen für die Schädlingsbekämpfung gehören. Die Höhe der Beihilfen

¹⁸ Entscheidung der Kommission vom 19. Dezember 2007, Aktenzeichen K(2007) 6405. Zu finden unter: <http://eur-lex.europa.eu/Notice.do?mode=dbl&lang=de&ihmlang=de&lng1=de,cs&lng2=bg,cs,da,de,el,en,es,et,fi,fr,hu,it,lt,lv,mt,nl,pl,pt,ro,sk,sl,sv,&val=462211:cs&page=>

richtet sich gemäß Art. 22 Abs. 2 BayWaldG nach den zur Verfügung stehenden Haushaltsmitteln des Freistaates. Daraus ergibt sich jedoch keine gesicherte Kostenerstattung für private Wald- bzw. Forstbesitzer. Auch die Anwendung der Art. 23 und Art. 24 BayWaldG (Ausgleichszahlungen, Entschädigungen) kommt hier nicht in Betracht, da sie an Nachteile aufgrund bestimmter Bewirtschaftungsweisen bei Ausweisung als Schutzwald, bzw. an eine Enteignung gebunden sind.

Wie das Beispiel Bayern zeigt, existieren für den Bereich Wald landesrechtliche Regelungen, auf deren Grundlage Kostenerstattungen möglich sind. Eine bundesweit geltende Regelung, die auch andere Ökosysteme (z.B. urbane Biotop) umfasst und insbesondere im Hinblick auf grenzüberschreitende Schädlingsbefälle erforderlich ist, fehlt jedoch bislang.

Das bundesweit geltende Forstschäden-Ausgleichsgesetz¹⁹ hat die Regulierung möglicher nachteiliger Auswirkungen auf den Holzmarkt infolge von besonderen Schadereignissen zum Inhalt und stellt demnach auch keine Gesetzesgrundlage für finanzielle Ansprüche auf Ausgleichszahlungen dar.

Die Umsetzung der Umwelthaftungsrichtlinie (UmwHaft-RL²⁰), die auf die Vermeidung und Sanierung von Umweltschäden nach dem Verursacherprinzip bei Ausüben bestimmter beruflicher Tätigkeiten und der Einstufung nach Erheblichkeit des Schadens abzielt, erfolgte auf nationaler Ebene mit der Verabschiedung des Umweltschadensgesetzes (USchadG²¹) und ist in dem hier dargestellten Kontext ebenfalls nicht anwendbar. Denn das Umweltschadensgesetzes umfasst die drei Schutzgüter "geschützte Arten und natürliche Lebensräume", "Gewässer" und "Boden" (§ 2 Nr. 1 USchadG), wobei die "geschützten Arten und natürlichen Lebensräume" sich vorwiegend auf die nach der Vogelschutz²²- und Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie²³ geschützten Gebiete und Arten beziehen. Somit fallen urbane Grünstrukturen, wirtschaftlich genutzte Wälder und Forste nicht in den Anwendungsbereich des Umweltschadensgesetzes.

Ein zivilrechtlicher Haftungsanspruch ist hier nicht praktikabel, da eine kausale, rechtswidrige und zugleich schuldhaft Verletzung nach § 823 Abs. 1 BGB (vgl. Holljesiefken 2007, S. 279/280) bei der Verschleppung von Schadorganismen nicht vorliegt.

¹⁹ Gesetz zum Ausgleich von Auswirkungen besonderer Schadensereignisse in der Forstwirtschaft (Forstschäden-Ausgleichsgesetz) vom 26. August 1985 (ForstSchAusglG, BGBl. I, S. 1756).

²⁰ RL 2004/35/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 21. April 2004 über Umwelthaftung zur Vermeidung und Sanierung von Umweltschäden (ABl. EU Nr. L 143, S. 56).

²¹ Gesetz zur Umsetzung der Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates über die Umwelthaftung zur Vermeidung und Sanierung von Umweltschäden vom 10. Mai 2007 (BGBl. I, S. 666).

²² RL 2009/147/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 30. November 2009 über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten (kodifizierte Fassung) (ABl. EU Nr. L 20, S. 7).

²³ RL 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen (ABl. EG Nr. L 206, S. 7).

Denn selbst grobe Fahrlässigkeit im Sinne von § 276 Abs. 1 S. 1 und 2 BGB dürfte in der Regel nicht nachzuweisen sein, besonders bei Warenimporten aus einem Drittland wie China.

Um unverzügliche Anzeigen meldepflichtiger Quarantäneorganismen seitens ansässiger Bürger, Baumbesitzer oder so genannter ‚Fachkundiger‘ zu fördern und die örtliche Harmonie zwischen Politik und Bürgern zu bewahren, werden in der Praxis freiwillige, anteilmäßige Ausgleichszahlungen von der Gemeinde an betroffene Private gezahlt (vgl. JKI 2011, S. 7, 18 und 24). Des Weiteren werden nicht immer alle potentiellen Wirtsbäume in dem ausgewiesenen Quarantänegebiet vorsorglich gefällt, sondern es wird bei den jeweiligen Bäumen im Einzelnen geprüft, ob dies in einem ausgewogenen Kosten-Nutzen-Verhältnis steht und ob alternativ eine regelmäßige Überprüfung auf Befallsanzeichen ökonomisch und ökologisch sinnvoll ist. In Gebieten mit wenig bis sporadischen Baumpflanzungen ist diese Vorgehensweise sicherlich vertretbar. Ist die örtliche Situation jedoch eher unübersichtlich und kann eine regelmäßige eingehende Untersuchung der Bäume nicht gewährleistet werden, so ist eine Fällung aller potentiellen Wirtsbäume als sinnvoller zu erachten, um einer weiteren Ausbreitung vorzubeugen (JKI 2011, S. 8 und 20).

5.3 Verbesserungsvorschläge hinsichtlich der rechtlichen und finanziellen Regulierung von Quarantänemaßnahmen für Private in Deutschland

Der fehlende Rechtsanspruch auf Ausgleichszahlungen für Private nach derzeitiger Rechtslage stellt für betroffene Private aber auch für viele Gemeinden hinsichtlich eines harmonischen Zusammenlebens und eines erhöhten Befallsrisikos auch für Wälder in Gemeindebesitz ein Problem dar (vgl. auch JKI 2011, S. 9, 17 und 23/24). Durch das Fehlen einer solchen Regelung könnte die Erfüllung der Auskunftspflicht seitens privatrechtlicher Akteure bei nicht ausreichend vorhandenen finanziellen Ressourcen, trotz der Einstufung als Ordnungswidrigkeit nach § 15 Abs. 1 Nr. 1, 1a und 7 PflBeSchauV, gar nicht, eingeschränkt oder verzögert erfolgen und eine weiträumigere Ausbreitung des Schädlings und somit weitere Schäden begünstigen. Neben dem offenkundigen Interesse Privater an einem Anspruch auf finanzielle Ausgleichszahlung für entstandene Schäden (Holzwert der gefällten, jedoch gesunden Bäume) oder für erbrachte Aufwendungen (Bezahlung professioneller Baumfäller, Entsorgungskosten) dürfte auch der Staat ein Interesse an einer einheitlichen und verlässlichen Regelung besitzen. Denn nach Angaben des bundesweit koordinierenden Julius Kühn-Institutes (JKI 2011, S. 9) gingen alle bisherigen Befallsmeldungen in Deutschland und Österreich auf Meldungen von Privatpersonen zurück. Hinzu kommt, dass Wälder und Forste für viele Gemeinden auch die Funktion einer

langfristigen, bedeutsamen und schützenswerten Kapitalanlage im generellen Sinne (im Hinblick auf ein öffentliches Interesse an dem Fortbestehen der Waldbestände), aber auch hinsichtlich eines finanziellen Gemeindeeigentums, besitzen (vgl. Kapitel 1.2.2). Zudem stellt die Gewerbesteuer einen Teil der den Gemeinden zur Verfügung stehenden Einnahmen dar, sodass diese mittelbar von den regional erwirtschafteten Geldern, dem Erfolg und dem Bestehen ortsansässiger Unternehmen profitieren und daher ein großes Interesse an deren zukünftiger Existenz besitzen. Dies ist zu beachten, auch wenn ein Großteil der voraussichtlich primär von Pflanzenschädlingen betroffenen Betriebe in der Land- und Forstwirtschaft sowie Gärtnereien und Baumschulen, die vorwiegend eigene Züchtungen verkaufen, von der Gewerbesteuerpflicht ausgenommen sind (§ 2 Abs. 3 GewStG). Auch auf Länderebene kann ein Interesse an der Verhinderung der Schädlingsausbreitung vorausgesetzt werden, da die Länder mit den zur Verfügung stehenden Geldern die entsprechenden Maßnahmen primär finanzieren und häufig in Vorleistung treten müssen. Je größer die Ausbreitung ist, desto höher fallen die Ausgaben und desto geringer die Wahrscheinlichkeit auf einen Ausrottungserfolg aus.

Um diesen Tatbeständen und den zunehmenden Einwanderungen von nichtheimischen Pflanzenschädlingen in Folge des globalen Wandels zu begegnen, soll hier die Anpassung des bestehenden Pflanzenschutzgesetzes (PflSchG) an das Tierseuchengesetz (TierSeuG) diskutiert werden.

5.3.1 Entschädigungsrechtliche Harmonisierung von Pflanzenschutzgesetzes und Tierseuchengesetz

Das Tierseuchengesetz sowie das Pflanzenschutzgesetz enthalten weitgehend parallele Regelungen, wonach für so genannte ‚Fachkundige‘ beziehungsweise ‚Besitzer‘ die Meldung einer Tierseuche respektive eines Pflanzenschadorganismus bei der zuständigen Behörde vor (vgl. § 3 Abs. 1 Nr. 1 und 2 PflSchG in Verbindung mit § 1a PflBeSchauV einerseits und § 9 Abs. 1 bis 3 TierSeuG andererseits). Die Nichtbefolgung der Meldepflicht kann als Ordnungswidrigkeit geahndet werden (§ 15 PflBeSchauV bzw. § 76 Abs. 2 Nr. 3 und 5 TierSeuG). Der einzige wesentliche Unterschied besteht in der konkreten Auflistung der rechtlich zur Meldung von Schadorganismen verpflichteten Personen in § 9 Abs. 2 und 3 TierSeuG, wofür eine Entsprechung sowohl im Pflanzenschutzgesetz als auch in der Pflanzenbeschauverordnung fehlt.

Im Gegensatz zum Tierseuchengesetz, welches Entschädigungen für Tierverluste festschreibt (vgl. § 66 bis § 72d TierSeuG) enthält weder das derzeitige Pflanzenschutzgesetz noch die Pflanzenbeschauverordnung eine rechtliche Grundlage für einen Anspruch Privater auf Ausgleichszahlungen für entstandene Schäden durch die Ausführung der notwendigen

und behördlich angeordneten Maßnahmen. Es fehlt gewissermaßen der positive Anreiz für Private, Schadorganismen rechtzeitig und umfassend zu melden und den notwendigen Maßnahmen offen und zustimmend gegenüberzustehen. Und dies, obwohl die bisherigen ALB-Meldungen in Deutschland und Österreich, die stets durch Private erfolgt sind (JKI 2011, S. 9), aufgezeigt haben, wie wichtig ein gelungener Informationsaustausch zwischen den Pflanzenschutzbehörden und der Bevölkerung ist. Zwar sind nach § 32 Abs. 1 PflSchG Entschädigungszahlungen in einer angemessenen Höhe vorgesehen. Diese greifen jedoch nur dann ein, wenn Pflanzen oder Pflanzenerzeugnisse, die nicht befallen sind oder als befallsverdächtig gelten, aufgrund des Pflanzenschutzgesetzes vernichtet werden. Da potentielle Wirtsbäume, die innerhalb der festgelegten Quarantänezone nach einem Verdacht auf einen Befall gefällt werden, als "befallsverdächtig" eingestuft werden (vgl. auch JKI 2011, S. 16/17), sind diese somit in der Regel von dem Anspruch auf Entschädigungszahlungen ausgeschlossen. Auch in dem Gesetzesentwurf zur Novellierung des Pflanzenschutzgesetzes²⁴ finden sich keine neuen Regelungsansätze bezüglich der hier behandelten Thematik. Der Entwurf dient vornehmlich der Anpassung des Gesetzes an die neuen europäischen Regelungen in Bezug auf Pflanzenschutzmittel (BR-Drs. 520/11, S.1).

Der im Hinblick auf Ausgleichszahlungen deutliche Unterschied zwischen Tierseuchengesetz und Pflanzenschutzgesetz könnte auf das zunächst nachzuvollziehende Argument der (potentiellen) Krankheitsübertragung von bestimmten Tierseuchen auf den Menschen (vgl. auch § 1 Abs. 2 Nr. 1b TierSeuG), wie jüngst die Schweine- oder Vogelgrippe, zurückzuführen sein, welches auf pflanzliche Schadorganismen nicht zutrifft. Jedoch stellen auch solche Seuchen einen Regelungsgegenstand des Tierseuchengesetz dar, die lediglich indirekte Risiken und Gefahren für den Menschen aufweisen. Das gilt zum Beispiel für die Blauzungenkrankheit. So besteht die Gefahr von potentiell umfangreichen, alsdann bedrohlichen Nahrungsmittel-Verlusten aufgrund der Seuchenübertragung zwischen den Tieren (§ 1 Abs. 2 Nr. 1 lit. a TierSeuG) oder erheblicher finanzieller Einkommenseinbrüche für Familien insbesondere bei Massentierhaltungen und anderen gewerblichen Großbetrieben in diesem Bereich. Solche Risiken und Gefahren bestehen jedoch auch bei Befall von urbanen Ökosystemen oder Wäldern und Forsten durch forstliche Quarantäneorganismen. Allein das direkte gesundheitliche Gefahrenpotential plötzlich herabfallender Äste oder gänzlich umstürzender Bäume für darunter befindliche Menschen ist sehr hoch. Ein indirektes Risiko, bei dem bedeutend mehr Menschen betroffen wären, wäre zum Beispiel eine Abschwächung der Frischluftzufuhr und -filterung durch einen großflächigeren Befall (vgl. auch Kapitel 1.2), der zugleich einen erheblichen finanziellen

²⁴ Entwurf eines Gesetzes zur Neuordnung des Pflanzenschutzrechts, Gesetzesentwurf der Bundesregierung vom 02. September 2011 (BR-Drs. 520/11).

Verlust von betroffenen Baumbesitzern bedeuten würde.

Im Sinne einer transparenten und praktikablen Gesetzeslage und basierend auf den Erfahrungen der Pflanzenschutzdienste und dem Grundsatz der 'guten fachlichen Praxis' (§ 2a Abs. 1 PflSchG) wäre es demnach dringend erforderlich, einen gesetzlich festgelegten Anspruch auf finanzielle Ausgleichszahlungen für die Fällung der befallenen und befallsverdächtigen Bäume und für entstehende finanzielle Ausgaben im bundesweit geltenden Pflanzenschutzgesetz zu verankern. Zwar scheint die Gefahrenabwehr für Natur und Mensch durch mögliche Einwirkungen von Pflanzenschutzmittel vorrangiger Regelungsgegenstand des Pflanzenschutzgesetz zu sein (vgl. Gesetzentwurf zur Änderung des Pflanzenschutzgesetzes²⁵ (2007) und den Gesetzesentwurf zur Novellierung des Pflanzenschutzgesetzes (2011) sowie § 1 Nr. 4 PflSchG). Gleichwohl sind in § 1 Nr. 1 PflSchG der „Schutz“ vor Schadorganismen und in § 1 Nr. 5 PflSchG die Umsetzung der Quarantäne-Richtlinie als zwei wesentliche Ziele des Gesetzes aufgeführt. Solange der Befall durch ALB und weitere forstliche Quarantäneschadorganismen und damit die Risiken und Gefahren gering sind, ist auch die Belastung der öffentlichen Haushalte niedrig. Nehmen aber der Befall, die Risiken und Gefahren zu, so steigt zwar auch die Belastung der öffentlichen Haushalte an. Doch ist die Belastung durch die effektive Bekämpfung des ALB-Befalls und weitere forstliche Quarantäneschadorganismen gerechtfertigt. Gerade im Hinblick auf einen etwaigen vermehrten Befall ist eine wirksame Abwehrstrategie von besonderer Bedeutung.

Bei einem internationalen Vergleich fällt zudem auf, dass andere Länder die Vorteile einer solchen Regelung erkannt zu haben scheinen. So zahlt Kanada bis zu 300 Kanadische Dollar pro gefällttem Baum und fördert Neuanpflanzungen, wenn diese mit Nicht-Wirtsbäumen erfolgen (JKI Leitlinie 2011, S. 8). Auch in den USA werden betroffene Baumbesitzer entschädigt. Ein genauer Betrag bleibt an dieser Stelle offen (JKI 2011, S. 7). Zusammenfassend besteht demnach dringlicher Bedarf, diese Lücke durch eine positive gesetzliche Regelung zu schließen.

Auf die Wichtigkeit der Entschädigungen in dem geltenden Tierseuchengesetz weist bereits der ihnen gewidmete Umfang der Vorschriften und die Ausweisung als eigenständiges Kapitel hin. Zentrale Aspekte bei der Gewährung und Ermittlung einer Entschädigung nach Tierseuchengesetz sind die behördliche Anordnung der Tötung und der gemeine Wert des Tieres, der ohne Rücksicht auf Wertminderungen aufgrund der durchgeführten Maßnahmen ermittelt wird und festgelegte Höchstsätze nicht überschreiten darf (vgl. §§ 66 und 67 Abs. 1, 2 und 4 TierSeuG). Eine Minderung der Entschädigung kann

²⁵ Entwurf eines Gesetzes zur Änderung des Pflanzenschutzgesetzes und des BVL-Gesetzes vom 18. Oktober 2007 (BT-Drs. 16/6736).

bei bestimmten Seuchen erfolgen, bspw. wenn die Tiere nachweislich vor Erstattung der Anzeige der Tierseuche an ihr verendet sind oder wegen der Tierseuche getötet wurden (vgl. § 67 Abs. 3 TierSeuG). Kosten, die bei der Verwertung oder Tötung des Tieres anfallen sind zudem zusätzlich zu erstatten (vgl. § 67 Abs. 4 TierSeuG). Die Entschädigung wird verwehrt, wenn die Tiere dem Bund oder Land gehören (§ 68 Abs. 1 Nr. 1 TierSeuG), für Tiere, die entgegen einer Vorschrift eingeführt wurden (§ 68 Abs. 1 Nr. 2, 4 und 6 TierSeuG), Versuchszwecken dienen (§ 68 Abs. 1 Nr. 9 TierSeuG), Haustiere sind oder einer bestimmten Art angehörig sind (§ 68 Abs. 1 Nr. 10 und 11 TierSeuG). Ferner entfällt der Entschädigungsanspruch, wenn eine behördliche Anordnung schuldhaft nicht befolgt oder die vorgeschriebene Anzeige schuldhaft nicht oder nicht unverzüglich erstattet wurde oder aber, wenn ein vollständiger Antrag auf Zahlung der Entschädigung nicht spätestens 30 Tage nach der letzten Tötung bei der nach Landesrecht zuständigen Stelle eingegangen ist (vgl. § 69 Abs. 1 TierSeuG). Darüber hinaus haben die Länder die Entschädigung zu leisten und zu regeln, wer die Entschädigung gewährt und wie sie aufzubringen ist. Dafür können Beiträge erhoben und auch nach bestimmten Kriterien gestaffelt werden (vgl. § 71 Abs. 1 TierSeuG). In der Praxis wurden in den Ländern dafür Tierseuchenkassen oder Tierseuchenfonds (je nach Landesbezeichnung) eingerichtet.

Die Aufnahme einer entsprechenden Regelung in das Pflanzenschutzgesetz könnte sich an den §§ 66 bis 72d TierSeuG orientieren.

5.3.2 Staffelung der Entschädigungen

Als ein sehr wichtiger Bestandteil der Entschädigungsregelung ist die Staffelung der Entschädigungen anzusehen. Sie kann als mittelbares umweltpolitisches Instrument zur Hinführung zu einer nachhaltigen Waldwirtschaft fungieren und somit einen entscheidenden Beitrag für eine nachhaltige Erhaltung der Biodiversität und zukunftsweisende Waldstruktur leisten. Wie oben vorgeschlagen und in Anlehnung an die Regelungen im Tierseuchengesetz, würde sich die Staffelung primär nach der Befallsmeldung und der Ursächlichkeit des Befalls richten. Kann beispielsweise bewiesen werden, dass bereits seit einiger Zeit deutliche Anzeichen eines Befalls erkennbar gewesen sein müssen (abgestorbene Kronenbereiche in Verbindung mit deutlich sichtbaren Ausfluglöchern), würde sich der Entschädigungsbetrag verringern.

Ökologisch sehr bedeutsam und wichtig wäre zudem eine Staffelung nach Bewirtschaftungsform, Waldstruktur und Risikoindex sowie nach der Beteiligung an Monitoringprogrammen. Eine nachhaltige Waldwirtschaft mit einem dem Standort angemessenen Mischwaldbestand beziehungsweise vorzugsweise standortheimischen Bestandes (vgl. Holljesiefken 2007, S. 251) würde im Schadensfall demnach eine höhere

Ausgleichszahlung (und bei Einrichtung eines Fonds oder einer Kasse niedrigere Beitragserhebungen) begründen als eine Bewirtschaftung mit standortfremden Baumarten in Monokultur. Eine Verankerung von gestaffelten Entschädigungen wäre konform zu dem Grundsatz einer ordnungsgemäßen sowie nachhaltigen Bewirtschaftung (vgl. Holljesiefken 2007, S. 251 und 290), dem neben dem Erhalt der regionalen Biodiversität und eines höheren Anpassungspotentials der Natur an sich ändernde Umweltbedingungen auch die Erkenntnisse aus dem chinesisch-nativen Areal des ALBs zugrunde liegen. Die Monokultur-Anpflanzungen, die zu den eingangs erwähnten exponentiellen Ausbrüchen des Schädlings geführt haben, wurden inzwischen zu einem Mischwald-Bewirtschaftungs-Management umgestaltet und haben zu einer Eindämmung des Käfers und einer deutlichen Reduktion der ökologischen sowie ökonomischen Schäden beigetragen (Hu et al. 2009, S. 369-370). Bei einer Staffelung der Gelder würden, bei Wiederbestockung der Fläche oder Wiederanpflanzung von Einzelbäumen nach Aufhebung der QuarantäneEinstufung, die entsprechenden Kosten nur dann übernommen, wenn dies mit standortheimischen Einzelbäumen oder Mischbeständen vorgenommen wird. Innerhalb eines bestehenden Quarantänegebietes wird nach § 3 Abs. 1 Nr. 10 und 12 PflSchG ohnehin meist die Pflanzung potentieller Wirtsbäume verboten. Eine Ausnahme stellt die Aufstellung so genannter ‚Fangbäume‘ dar, die den Käfer absichtlich anlocken sollen (JKI 2011, S. 19).

Der Anspruch auf volle Ausgleichszahlungen sollte in durch Prognosen (wie Artenverbreitungsmodelle) ermittelten oder bereits durch vormalige Befallsmeldungen bekannten Quarantäneschadorganismen-Risikogebieten an die Teilnahme von Monitoringprogrammen geknüpft sein. Ermittelte Risikogebiete müssen im Rahmen einer erfolgreichen Informationspolitik bekannt gegeben werden.

Insgesamt würde eine Staffelung der Entschädigungen der... Berücksichtigung des Standes der wissenschaftlichen Erkenntnisse sowie der Erfahrungen der Pflanzenschutzdienste ...“ nach § 2a Abs. 2 Satz 1 PflSchG entsprechen.

5.4 Schlussfolgerungen

Die hier anhand des Asiatischen Laubholzbockkäfers aufgezeigten Problemfelder bei einem Befall und den sich anschließenden Quarantänemaßnahmen für Private und Gemeinden verdeutlichen die Dringlichkeit entsprechender Lösungsmöglichkeiten. Eine dauerhafte, transparente und einheitliche Lösung würde die Anpassung des Pflanzenschutzgesetz an das Tierseuchengesetz darstellen. Sie sollte so zeitnah wie möglich umgesetzt werden. Durch eine positive Anreizsetzung kann einer weiträumigen und zukünftig möglicherweise verstärkten Verbreitung von Schadorganismen mit einem hohen Schadpotential adäquat begegnet und langfristigen, ökologischen und sozio-ökonomischen Schäden vorgebeugt

werden. Die gleichzeitige Festschreibung einer Staffelung der finanziellen Ausgleichszahlungen, welche an ein nachhaltiges Umwelt-Management zu koppeln wäre, würde ein geeignetes umweltpolitisches Instrument darstellen, das zwar mittelbar, jedoch effektiv zu einer nachhaltigen Waldwirtschaft und den Erhalt der Biodiversität beitragen würde.

5.5 Danksagung

An dieser Stelle möchte ich mich insbesondere bei Herrn Dr. Th. Schröder (Julius Kühn-Institut, Bundesforschungsinstitut für Kulturpflanzen, Braunschweig) für die kompetenten und anregenden Auskünfte hinsichtlich des Managements und der rechtlichen Handhabung des Asiatischen Laubholzbockkäfers in Deutschland sowie der diesbezüglichen Aufgabe des JKI bedanken. Zudem möchte ich Frau C. Bögel (Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, Institut für Pflanzenschutz, Freising) und Herrn Dr. R. Schade (Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen, Pflanzenschutzdienst, Bonn) für die informative Korrespondenz im Zusammenhang mit der Handhabung und dem aktuellen Bekämpfungsstatus des ALBs auf Landesebene danken. Herrn Sven Brockhoff danke ich für die Durchsicht des Manuskripts nach juristischen Ausdrucksweisen und Gesichtspunkten. Für die Betreuung und Eingliederung meiner interdisziplinären Forschungsarbeit bin ich dem Graduiertenkolleg des Instituts für Umwelt- und Technikrecht dankbar, welches finanziell von der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG) unterstützt wird.

5.6 Literatur

- Davis MA (2009) *Invasion Biology*. Oxford University Press, New York.
- Dickmann DI (2006) Silviculture and biology of short-rotation woody crops in temperate regions: Then and now. *Biomass and Bioenergy* 30, 696-705.
- Food and Agriculture Organization (FAO) (2005) *Global Forest Resource Assessment*. Internetdokument, herunterzuladen unter: <http://www.fao.org/forestry/fra/fra2005/en/>. Zuletzt aufgerufen am 05 Juni 2011.
- Haack RA, Hérard F, Sun J, Turgeon JJ (2010) Managing Invasive Populations of Asian Longhorned and Citrus Longhorned Beetle: A Worldwide Perspective. *Annual Review of Entomology* 55, 521-546.
- Hendler R, Rödder D, Veith M, 2010. Flexibilisierung des Schutzgebietsnetzes Natura 2000 vor dem Hintergrund des Klimawandels. *NuR* 32, 685-692.
- Hu J, Angeli S, Schuetz S, Luo Y, Hajek AE (2009) Ecology and management of exotic and endemic Asian longhorned beetle *Anoplophora glabripennis*. *Agricultural and Forest Entomology* 11, 359-375.
- Hubo C, Jumpertz E, Krott M, Nockemann L, Steinmann A, Bräuer I (2007) Grundlagen für die Entwicklung einer nationalen Strategie gegen invasive gebietsfremde Arten. *BfN-Skripten* 213, Bonn.
- Holljesiefken A (2007) Die rechtliche Regulierung invasiver gebietsfremder Arten in Deutschland – Bestandsaufnahme und Bewertung. *Natur und Recht Schriftenreihe* (Hrsg.: Louis HW und Schumacher J), Band 8, Springer, Berlin-Heidelberg.
- Hoyer-Tomiczek U, Cech T (2011) Situation der Quarantäne-Schadorganismen im Jahr 2010. *Forstschutz Aktuell* 52, 14-17.
- Julius Kühn-Institut (JKI) (2011) Leitlinie zur Bekämpfung des Asiatischen Laubholzbockkäfer *Anoplophora glabripennis* in Deutschland. Internetdokument, herunterzuladen unter: <http://pflanzen-gesundheit.jki.bund.de/index.php?menuid=60&downloadid=39&reporeid=72>. Zuletzt aufgerufen am 05 August 2011.
- Kowarik I (2010) *Biologische Invasionen – Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa*. 2. Auflage, Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart.
- Mack RN, Simberloff D, Lonsdale WM, Evans H, Clout M, Bazzaz FA (2000) Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological Applications* 10, 689-710.
- MacLeod A, Evans HF, Baker RHA (2002) An analysis of pest risk from an Asian longhorn beetle (*Anoplophora glabripennis*) to hardwood trees in the European community. *Crop Protection* 21, 635-645.
- Nentwig W (2008) *Biological Invasions*. *Ecological Studies* 193, Springer, Berlin, Heidelberg
- Nowak DJ, Pasek JE, Sequeira RA, Crane DE, Mastro VC (2001) Potential effect of *Anoplophora glabripennis* (Coleoptera: Cerambycidae) on urban trees in the United States. *Journal of Economic Entomology* 94, 116-122.
- Schaper C, Otzen JW, Theuvsen L (2008) Kurzumtriebsplantagen in der Landwirtschaft: Eine ökonomische Analyse der Chancen und Risiken. In: Hambrusch et al. (2008). *Neue Impulse in der Agrar- und Ernährungswirtschaft?!*. Tagungsband zur 18. Jahrestagung der Österreichischen Gesellschaft für Agrarökonomie. Internetdokument, herunterzuladen unter: <http://oega.boku.ac.at/>. Zuletzt aufgerufen am 10 August 2011.
- Shine C, Kettunen M, Genovesi P, Essl F, Gollasch S, Rabitsch W, Scalera R, Starfinger U, Brink P (2010) Assessment to support continued development of the EU Strategy to combat invasive alien species. Final Report for the European Commission. Institute for European Environmental Policy (IEEP), Brüssel, Belgien.
- Shine C, Williams N, Gründling L (2000) A guide to designing legal and institutional frameworks on alien invasive species. *Environmental Policy and Law Paper No. 40*. IUCN, Gland, Switzerland, Cambridge and Bonn. XVI+ 138 pp.
- Smith MT, Bancroft J, Gao R, Guohong L (2001) Dispersal potential of *Anoplophora*

glabripennis MOTSCH. USDA Interagency Research Forum. Internetdokument, herunterzuladen unter: <http://www.ars.usda.gov>. Zuletzt aufgerufen am 10 September 2011.

Wissenschaftlicher Beirat Agrarpolitik beim Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (WBA) (2007) Nutzung von Biomasse zur Energiegewinnung - Empfehlungen an die Politik. Internetdokument, herunterzuladen unter: <http://www.wzw.tum.de>. Zuletzt aufgerufen am 10 August 2011.

SCHLUSSBEMERKUNGEN

SCHLUSSBEMERKUNGEN

Die hier behandelte Thematik verdeutlicht die Wichtigkeit interdisziplinärer Forschung, insbesondere bei fachübergreifenden Fragestellungen und Herausforderungen. An dieser Stelle wird zu den derzeitigen rechtlichen Begriffsdefinitionen von „heimisch“, „gebietsfremd“ und „invasiv“ nach dem BNatSchG, zu allgemeinen Kritiken an Modellen, die Bedeutung der Prävention als Managementstrategie und der Notwendigkeit der Bewahrung von Flexibilität und Dynamik in Raum und Zeit für den Erhalt von Ökosysteme kurz Stellung genommen. Dadurch sollen weitere Anregungen für eine verbesserte Normsetzung und –anwendung hinsichtlich der hier behandelten Thematik umrissen und zukünftigen Forschungsansätzen auf diesem Gebiet Impulse vermittelt werden.

Rechtliche Normsetzung

Dringender Handlungsbedarf besteht weiterhin hinsichtlich einer eindeutigen Normsetzung zur Abgrenzung von „gebietsfremden“, „einheimischen“ und „invasiven“ Arten im BNatSchG (vgl. u. a. Holljesiefken 2007, S. 7-25, S. 251 und S. 289; Hubo und Krott 2010; Kowarik 2010, S. 17-27; Schulte et al. 2011; Shine et al. 2000, S. 1-4).

Aus den derzeit geltenden rechtlichen Definitionen nach BNatSchG (vgl. S. 13) ergeben sich insbesondere für die naturschutzfachliche Praxis Probleme. Denn Arten, die zwar heimisch sind, jedoch aufgrund sich verändernder Umweltbedingungen invasiv werden können, wie der Asiatische Laubholzbockkäfer in China (Hu et al. 2009, S. 363), werden rechtlich derzeit grundsätzlich als nicht-invasiv eingestuft (vgl. auch Schulte et al. 2011, S. 177) und fallen folglich auch nicht unter die Bestimmungen nach § 40 Abs. 1, 2 und 3 BNatSchG. Besondere Bedeutung dürfte diese potentielle Unterschätzung von heimischen Arten mit einem plötzlichen und unerwarteten Invasivitätsausbruch unter anderem hinsichtlich der nach § 23 Abs. 2 BNatSchG erschwerten Bewilligungen von Schädlingsbekämpfungsmaßnahmen in Naturschutzgebieten erlangen. Zudem schließt die Definition von „heimischen Arten“ auch nichtheimische Arten im naturwissenschaftlichen Sinne mit ein, sobald sich diese in der freien Natur, also außerhalb von Siedlungen, über einige Generationen etablieren konnten (Kowarik 2010, S. 23). Als „etabliert“ gilt dabei eine Art, wenn sie über 25 Jahre oder über drei Generationen in einem Gebiet existiert (Holljesiefken 2007, S. 26). Dies führt unter anderem zu Konfliktpotentialen in der Land- und Forstwirtschaft, wo den Zielen des Naturschutzes eine Nutzfunktion (vgl. z. B. § 1 Abs. 1 BWaldG) gegenübersteht, die das Anpflanzen gebietsfremder Arten scheinbar ebenso rechtfertigen kann wie das Ansiedeln von Tieren für die Jagd und Fischerei oder zu Zwecken

des biologischen Pflanzenschutzes (vgl. Ausnahmeregelungen § 40 Abs. 4 BNatSchG). Langfristig betrachtet, können solche potentiell vorteilhaften Anpflanzungen und Ansiedlungen jedoch ökologische und ökonomische Schäden verursachen (Bidinger et al. 2011; Holljesiefken 2007, S. 21-25, S. 250, S. 256 und 269; Hubo und Kott 2010; Kowarik 2010, S. 97-99 und S. 400-406). Wiederum ein anderes Problemfeld wirft die Wiederansiedlung von Arten auf, die bereits länger als 100 Jahre im Gebiet ausgestorben sind (Holljesiefken 2007, S.21/22; Kowarik 2010, S. 25). So wurden beispielsweise im Jahr 1997 beantragte Genehmigungen für eine Wiederansiedlung des Luchses im Schwarzwald letztinstanzlich vom VGH Mannheim mit der Begründung abgelehnt, dass dies eine gebietsfremde Art sei, die zudem Schäden anrichte (Holljesiefken 2007, S. 22 Fußnote 63).

Der Begriff „invasive Arten“ hingegen wird zurzeit recht subjektiv und sektorenspezifisch gebraucht. Eine allgemeingültige, länderübergreifende Definition fehlt ebenso wie für den Begriff „ökologischer Schaden“ aufgrund (noch) nicht festgelegter Gefahrenschwellen (Holljesiefken 2007, S. 7-25 und S. 31/32; Keller et al. 2009; Kowarik 2010, S. 17-27 und S. 398-401). Dennoch sind beide Begriffe für ein praktikables Management unabdingbar, weshalb Blackburn et al. (2011) ein Rahmenmodell entwickelten, basierend auf den einzelnen Barrieresteps, die Arten überwinden müssen, um in einem anderen Gebiet invasiv werden zu können. Um Forschungsarbeiten auf diesem Gebiet zusammenzuführen, umreißt das Begriffsmodell zudem die unterschiedlichen Terminologien und Managementschritte. Einzig fehlend ist die Möglichkeit, dass auch einheimische Arten invasiv werden können, wie oben dargestellt.

Begrifflich und inhaltlich noch komplexer wird es bei Implementierung der genetischen Ebene. In dem internationalen Übereinkommen über die biologische Vielfalt (CBD) wird ausdrücklich auf den Erhalt der weltweiten genetischen Vielfalt, die Auswirkungen auf diese durch invasive, gebietsfremder Arten und die sich daraus ergebenden internationalen Handlungsfelder hingewiesen (Holljesiefken 2007, S. 2; Kowarik 2010, S. 11/12 und 20, Shine et al. 2010, S. 27). Ferner haben Untersuchungen wie die von Schulte et al. (2011) gezeigt, dass verschiedene genetische Linien einen erheblichen Einfluss auf die Einstufung bzw. das invasive Potential besitzen können (vgl. auch Kowarik 2010, S. 26/27; Nentwig 2008; Shine et al. 2000, S. 1/2). In der aktuellen Fassung des BNatSchG jedoch ist eine Art nach § 7 Abs. 2 Nr. 3 als "jede Art, Unterart oder Teilpopulation einer Art oder Unterart" definiert, wobei die wissenschaftliche Bezeichnung für die Einstufung als Art maßgeblich ist. Somit wird der CBD, dem Einsatz genetischer Methoden und den sich daraus ergebenden wissenschaftlichen Erkenntnissen noch nicht ausreichend Rechnung getragen.

Zusammenfassend wäre die rechtliche Integration von heimischen Arten in die Definition von „invasiven Arten“ unabdingbar. Weiterhin sollten genetisch unterschiedliche Linien in den § 7 Abs. 2 Nr. 3 BNatSchG als Bestimmungsmaßstab einer "Art" bei

Vorliegen eines entsprechenden Nachweises über deren Differenzierungen aufgenommen werden, sowie eine artspezifische, zeitliche Definition der Generationenanzahl in § 7 Abs. 2 Nr. 7 BNatSchG für die naturschutzfachliche Praxis und den Erhalt der genetischen Vielfalt erfolgen. Für die Abgrenzung von „heimischen“ Arten und „gebietsfremden“ Arten, die jedoch vor über 100 Jahren in einem Gebiet heimisch waren, sowie deren jeweilige Bewertung könnten weitere Parameter herangezogen werden. Beispielsweise könnten das Vorhandensein einer an das Gebiet angepassten Genetik und eine potentiell hinreichende biologische Vernetzung mit der lokalen Biodiversität als zusätzliche Abgrenzungskriterien fungieren (Holljesiefken 2007, S.21/22; Kowarik 2010, S. 25).

Zur Kritik an der Erstellung und dem Einsatz von Verbreitungsmodellen

Die Qualität von Artenverbreitungsmodellen (SDMs) wird in Anbetracht der Fokussierung auf klimatische Parameter bei der Modellerstellung häufig angezweifelt (u. a. Araújo et al. 2005; Cloud und Williams 2009; Pearson und Dawson 2003). Auch die Voraussetzung einer Nischenkonstanz der Art über Raum und Zeit für die praktische Anwendbarkeit von SDMs ist sicherlich zu kritisieren. Denn evolutive Nischenverschiebungen, die für die meisten Arten bei sich ändernden Umweltbedingungen über einen hinreichend langen Zeitraum anzunehmen sind, können mit Modellen nicht gänzlich abgebildet werden. Lediglich eine fehlende oder mangelnde Übereinstimmung („missing match“) zwischen beispielsweise nativer und invasiver Nischenabgrenzung kann festgestellt werden (u. a. Broennimann et al. 2007; Rödder und Lötters 2009). Auch andere dynamische Prozesse können bisher nicht adäquat abgebildet werden. Generell besteht in vielerlei Hinsicht derzeit noch dringender Bedarf an Grundlagendaten über Ökosysteme, Arten, Populationen und deren jeweiligen Vernetzungen im System. Vorhandene Informationen und Daten sind oftmals lückenhaft oder stehen nicht in einer elektronisch verwendbaren Form (flächiger GIS-Layer) zur Verfügung.

Indes steigt die Qualitätssicherung von Modellen stetig mit sich rasch weiterentwickelnden Softwareprogrammen, der Einführung von verschiedenen Bewertungsmaßstäben wie dem „area under the curve“-Index (AUC) oder der Sensitivität und Spezifität (auch Richtig-Positiv-Rate und Richtig-Negativ-Rate genannt, „sensitivity and specificity rate“), der Vermeidung von den Modellprozess beeinflussenden, korrelierten Parametern oder auch der Wahl von gesicherten Fundpunkten der Art. Wo realisierbar, wird zudem vermehrt eine methodische Kombination aus genetischen Methoden, Laborversuchen, Modellen sowie Freilandbefragungen angestrebt, um so die Ergebnisse einzelner Methoden zu überprüfen, zu ergänzen und abzusichern. Zu beachten ist weiterhin, dass die Entwicklung und Anwendung von Modellen vergleichsweise jung ist und, basierend auf den gemachten

Erfahrungen, sich noch deutlich weiter entwickelt werden wird, zumal der Nutzen von Verbreitungsmodellen vielfach bewiesen wurde (Araújo et al. 2011; 2005; Bidinger et al. 2010; Elith et al. 2010; Keller et al. 2009; Pearson und Dawson 2003; Rödder 2009; Thuillier et al. 2011 u.v.m.). Als Beispiel sei hier die Studie von Rebelo und Jones (2010) genannt, die bislang unbekannte Populationen der seltenen Fledermaus-Art *Barbastella barbastellus* in Höhlen im Mittelmeerraum aufgrund eines Maxent-Modells entdeckten. Auch fehlen entsprechende Alternativen für weitgehend gesicherte Prognosen über zukünftige Artenverbreitungen beispielsweise im Hinblick auf die langfristige Gestaltung und juristische Rahmensetzung von Schutzgebietsnetzen (u. a. Hendler et al. 2010), so dass die Erstellung und Verwendung von Verbreitungsmodellen als naturwissenschaftliche Methodik anerkannt und gerade für Planungszwecke unverzichtbar ist.

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass SDMs generell stets eine idealisierte Annäherung darstellen und als erste „Idee“ oder Abgrenzung von Artenverbreitungen eingestuft werden sollten. Sie sind als zusätzliches, wenig kostenintensives Instrument insbesondere für rekonstruierende, planerische, naturschutzfachliche oder vorbeugende Forschungsinteressen und Maßnahmen zu betrachten (Keller et al. 2009; Pearson und Dawson 2003). Idealerweise werden sie mit Ergebnissen anderer Methoden (Genetik, Freilandforschung) erstellt oder verglichen und mit neuen Erkenntnissen stetig dynamisch weiterentwickelt.

Prävention als effektive Managementstrategie

Da Einigkeit innerhalb der Fachliteratur über die Wichtigkeit und Effektivität von präventiven Maßnahmen herrscht, soll an dieser Stelle kurz näher auf präventive Maßnahmen basierend auf den Erkenntnissen dieser Arbeit eingegangen werden.

Neben den wesentlich geringeren finanziellen Aufwendungen für Präventionsmaßnahmen im Vergleich zu Ausrottungs- und Monitoringmaßnahmen nach Etablierung im Gebiet (vgl. Tabellen zum Nutzen verschiedener Wirkungen der Pflanzenbeschau in Kowarik (2010), S.379 und 382) sind die Maßnahmen auch wesentlich erfolgreicher und weniger invasiv (z. B. Verbreitungsmodellerstellung wie oben dargestellt; Holljesiefken 2007, S. 2; Shine et al. 2010, S. 27). Zudem sind sie unter gesellschaftlichen Aspekten als positiv anzusehen (win-win-Ansatz). So fördert ein intensiver Austausch auf der Grundlage eines guten Informationsnetzwerks zwischen Bürgern, Behörden und Wissenschaftlern nicht nur die Transparenz und Akzeptanz von notwendigen Maßnahmen, sondern ermöglicht zudem den Aufbau eines flächigen Frühwarnsystems (vgl. Hubo und Krott 2010). Mittels der Weitergabe von wichtigen Informationen können ferner „harmlose“, unbedachte Aussetzungen und Einschleppungen gebietsfremder Tiere und Pflanzen

verhindert oder zumindest reduziert werden, die trotz des Genehmigungserfordernisses nach § 40 Abs. 4 und 5 BNatSchG oftmals ohne eine solche erfolgen („part of the problem – part of the solution“, Cloud and Williams 2009; Schulte et al. 2011). Als wichtiger Schritt hinsichtlich der Zugänglichkeit zu Informationsgrundlagen und des Informationssystem-Ausbaus ist der Erlass der Richtlinie 90/313/EWG des Europäischen Rats vom 7. Juni 1990 über den freien Zugang zu Informationen über die Umwelt (ABl. EG Nr. L 158, S. 56) zu benennen, die in Deutschland mit Verabschiedung des Umweltinformationsgesetzes vom 22. Dezember 2004 umgesetzt wurde. Darauf aufbauend wurde unter anderem die Erstellung von Artenverbreitungsmodellen effektiver.

Die Einführung eines dreistufigen Listenansatzes bestehend aus einer weißen Liste, einer grauen Liste und einer schwarzen Liste und geführt nach geographisch abgrenzbaren Einheiten auf transnationaler Ebene ist für Fachexperten und Bürger dringend zu empfehlen (vgl. Kowarik 2010; Nehring et al. 2010). Weiterhin wäre die Fokussierung auf heimische Arten zur biologischen Schädlingskontrolle, neben einer nachhaltigen, vielfältigen und auf regionale Sorten ausgerichteten Landnutzung, eine effektive Maßnahme gegen die Homogenisierung von Artengemeinschaften und einer Förderung der lokalen Biozöosen. Die Umstellung hin zu vielfältigen, nachhaltigen Bewirtschaftungsformen hat sich in der Praxis bereits bei der Eindämmung von invasiven Arten bewährt (wie bei dem Asiatischen Laubholzbockkäfer, zumal dieser erst durch ein falsches Forstmanagement invasiv wurde) und fördert zugleich die regionale Attraktivität und den Erlebnisreichtum der Landschaft für Bürger und Touristen sowie eine naturnahe Bildung.

Schließlich lässt sich festhalten, dass für die vorliegende Herausforderung der Vermeidung weiterer Verbreitungen von invasiven Arten, wie bei allen Problemstellungen auf globalem Maßstab, internationale und transsektorale, politische Vereinbarungen und Kooperationen zwingend erforderlich sind, da sich Arten nicht an politische Grenzen halten (vgl. auch Shine et al. 2010). Hätte beispielsweise eine internationale Kooperation und Absprache in Europa hinsichtlich der Aussetzungen für die biologische Schädlingskontrolle stattgefunden, hätte die Aussetzung und Vermarktung von *Harmonia axyridis* höchst wahrscheinlich nach der Risikoanalyse und dem anschließenden Aussetzungsverbot durch die Schweiz nicht stattgefunden. Nun jedoch findet der Käfer geradezu ausgesprochen gute Bedingungen in der Schweiz vor und verbreitet sich dort rasch. Um abschließend ein erfolgreiches Beispiel zu benennen, sei hier das weltweite Monitoring im Pflanzenschutz aufgeführt, das auf dem Internationalen Pflanzenschutzübereinkommen (IPPC) basiert und unter anderem die Pflanzenbeschau an Eingangsstellen und Regelungen für den internationalen Warenhandel umfasst. Auf dessen Strukturen könnte ein Monitoring für invasive Arten aufbauen (vgl. Holljesiefken 2007, S. 130).

Bewahrung der Dynamik von Ökosystemen

Letztlich sollte nicht vergessen werden, dass Ökosysteme dynamische Systeme sind, die sich im Laufe der Zeit immer wieder geändert haben und dies auch künftig tun werden. Arten wandern in Gebiete ein und sterben (andernorts) aus. Im Verlauf des globalen Wandels werden sich neue Biozönosen bilden und bisher gebietsfremde Arten heimisch werden. Es ist davon auszugehen, dass nur durch eine gewisse Offenheit für Veränderungen das Gleichgewicht und die Funktionalität von Lebensgemeinschaften erhalten werden kann (vgl. auch Kowarik 2010, S. 391-394 und Schlaepfer et al. 2010). Dies gilt für die Anpassung und Erhaltung von Naturschutzgebieten und deren räumliche Vernetzung für die Wanderbewegungen der heimischen Organismen ebenso wie für die Einwanderung und Etablierung bisher gebietsfremder, jedoch nicht-invasiver Arten.

Literatur

- Araújo MB, Alagador D, Cabeza M, Nogués-Bravo D, Thuiller W, 2011. Climate change threatens European conservation areas. *Ecology Letters* 14, 484-492.
- Araújo MB, Pearson RG, Thuiller W, Erhard M, 2005. Validation of species-climate impact models under climate change. *Global Change Biol.* 11, 1-10.
- Bidinger K, Lötters S, Rödder D, Veith M, 2010. Species distribution models for the alien invasive Asian Harlequin ladybird (*Harmonia axyridis*). *J. Appl. Entomol.* DOI: 10.1111/j.1439-0418.2010.01598.x
- Bidinger K, Lötters S, Veith M, Rödder D, Kraemer C, Amelong J, Reiff P, Hendler R, 2011. Wer haftet für Folgeschäden von Neozoen? Das Problem des Asiatischen Marienkäfers. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 43, 133-137.
- Blackburn TM, Pyšek P, Bacher S, Carlton JT, Duncan RP, Jarošik V, Wilson JRU, Richardson DM, 2011. A proposed unified framework for biological invasions. *Trends Ecol. Evol.* 27, 333-339.
- Broennimann O, Treier UA, Müller-Schärer H, Thuiller W, Peterson AT, Guisan A, 2007. Evidence of climatic niche shift during biological invasion. *Ecol. Lett.* 10, 701-709.
- Clout MN, Williams PA, (eds.) 2009. *Invasive species management – A handbook of principles and techniques.* Oxford University Press, New York.
- Elith J, Phillips SJ, Hastie T, Dudík M, Chee YE, Yates CJ, 2010. A statistical explanation of Maxent for ecologists. *Diversity Distrib.* 1, 1-15.
- Hendler R, Rödder D, Veith M, 2010. Flexibilisierung des Schutzgebietsnetzes Natura 2000 vor dem Hintergrund des Klimawandels. *NuR* 32, 685-692.
- Holljesiefken A, 2007. *Die rechtliche Regulierung invasiver gebietsfremder Arten in Deutschland – Bestandsaufnahme und Bewertung.* Natur und Recht Schriftenreihe. Band 8, Springer, Berlin-Heidelberg.
- Hu J, Angeli S, Schuetz S, Luo Y, Hajek AE (2009) Ecology and management of exotic and endemic Asian longhorned beetle *Anoplophora glabripennis*. *Agricultural and Forest Entomology* 11, 359-375.
- Hubo C, Krott M, 2010. Das Strategiepotezial des neuen Bundesnaturschutzgesetzes zu invasiven gebietsfremden Arten. *NuR* 32, 698-705.
- Keller RP, Lodge DM, Lewis MA, Shogren JF, (eds.) 2009. *Bioeconomics of invasive species.* Oxford University Press, New York.
- Kowarik I, 2010. *Biologische Invasionen Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa.* 2. Auflage. Eugen Ulmer, Stuttgart.
- Nehring S, Essl F, Klingenstein F, Nowack C, Rabitsch W, Stöhr O, Wiesner C, Wolter C, 2010. Schwarze Liste invasiver Arten: Kriteriensystem und Schwarze Listen invasiver Fische für Deutschland und für Österreich. *BfN-Skripten* 285. Bundesamt für Naturschutz, Bonn. 189 pp.
- Nentwig W, (ed.) 2008. *Biological invasions.* Ecological Studies 193. Springer, Berlin-Heidelberg.
- Pearson RG, Dawson TP, 2003. Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? *Global Ecol. Biogeogr.* 12, 361-371.
- Rebello H, Jones G, 2010. Ground validation of presence-only modelling with rare species: a case study on barbastelles *Barbastella barbastellus* (Chiroptera: Vespertilionidae). *J. Appl. Ecol.* 47, 410-420.
- Rödder D, 2009. *How to predict the future? On niches and potential distributions of amphibians and reptiles in a changing climate.* Elektronisch publizierte Dissertation. [WWW Dokument: http://hss.ulb.uni-bonn.de/diss_online, zuletzt aufgerufen am 05 Oktober 2011].
- Rödder D, Lötters S, 2009. Niche shift versus niche conservatism? Climatic characteristics of the native and invasive ranges of the Mediterranean house gecko (*Hemidactylus turcicus*). *Global Ecol. Biogeogr.* 18, 674-687.

- Schlaepfer MA, Sax DF, Olden JD, 2010. The potential conservation value of non-native species. *Conserv. Biol.* 25, 428-437.
- Schulte U, Bidinger K, Deichsel G, Hochkirch A, Thiesmeier B, Veith M, 2011. Verbreitung, geographische Herkunft und naturschutz-rechtliche Aspekte allochthoner Vorkommen der Mauereidechse (*Podarcis muralis*) in Deutschland. *Zeitschrift für Feldherpetologie* 18, 161-180.
- Shine C, Kettunen M, Genovesi P, Essl F, Gollasch S, Rabitsch W, Scalera R, Starfinger U, ten Brink P, 2010. Assessment to support continued development of the EU Strategy to combat invasive alien species. Final Report for the European Commission. Institute for European Environmental Policy (IEEP). Brussels, Belgium. 289 pp.
- Shine C, Williams N, Gündling L, 2000. A guide to designing legal and institutional frameworks an alien invasive species. IUCN. Gland (Switzerland), Cambridge und Bonn. Xvi+ 138 S.
- Thuillier W, Lavergne S, Roquet C, Boulangeat I, Lafourcade B, Araujo MB, 2011. Consequences of climate change on the tree of life in Europe. *Nature* 470, 531-534.

ZUSAMMENFASSUNG

—

SUMMARY

ZUSAMMENFASSUNG

Die globale Vernetzung, der Flächennutzungs- und Klimawandel sind zentrale Aspekte bei der Ursachenanalyse der zunehmenden Homogenisierung von Biozöosen und dem weltweiten Verlust von Biodiversität. Von großer Bedeutung sind dabei Arten, die in sich ein weiträumiges Verbreitungspotential mit einem hohen ökologischen, zum Teil in Verbindung mit einem hohen ökonomischen, Schadpotential vereinen – so genannte invasive Arten. Aufgrund ihrer Eigenschaften bilden sie einen wichtigen Schnittpunkt von Ökologie, Ökonomie und Soziologie in Theorie und Praxis. Im Zuge der steigenden Anzahl von biologischen Invasionen weltweit und dem interessanten, interdisziplinären Charakter des Forschungsfeldes, ist dessen Analyse ein bedeutendes Top-Thema internationaler Forschung geworden. Die durch invasive Arten verursachten Schäden sind enorm: So werden die jährlichen Schäden für die USA, Südafrika, das Vereinigte Königreich, Brasilien und Indien auf insgesamt 336 Milliarden US Dollar geschätzt. Nach einem Bericht der EU Kommission beläuft sich für die Europäische Union die Summe aller Schäden die durch invasive Arten verursacht werden auf jährlich 12 Mrd. Euro. Folglich stellen invasive Arten zugleich einen zunehmend wichtigeren, rechtlichen Regelungsgegenstand auf den unterschiedlichsten Ebenen (international, europäisch, national) dar.

In dieser Dissertation wird die Bedeutung von Verbreitungsmodellen als Analyse- und Präventions-Instrument in der naturschutzfachlichen Risikoabschätzung verdeutlicht. Ferner wird die Einsatzmöglichkeit von Modellen für die rechtliche Einstufung von Arten und als Ermessensgrundlage bei der Bewilligung von Kostenersatzansprüchen nach entstandenen Schäden aufgezeigt. Zwei ökonomisch bedeutsame Käferarten wurden zur Veranschaulichung als Modellorganismen ausgewählt: Der für die biologische Schädlingsbekämpfung absichtlich eingeführte Asiatische Marienkäfer *Harmonia axyridis* und der vorwiegend mit Holzverpackungsmaterialien global verschleppte Asiatische Laubholzbockkäfer *Anoplophora glabripennis*. Beide Organismen sind in der EU als gebietsfremde Arten mit einem hohen Schadpotential einzustufen, haben jedoch einen sehr unterschiedlichen rechtlichen Status inne. *Harmonia axyridis* wird in Europa kommerziell vermarktet und darf in Deutschland mit Genehmigungsvorbehalt im Freiland ausgebracht werden, wohingegen *Anoplophora glabripennis* in der EU als zu bekämpfender Quarantäneschadorganismus geführt wird. Für beide Insekten gibt es derzeit keinen praktikablen Rechtsanspruch auf Schadenshaftung bzw. Entschädigungen. Neben der Erstellung von Verbreitungsmodellen nach naturwissenschaftlichen Kriterien, wird dieser Tatbestand erörtert und entsprechende Verbesserungsansätze für die Normsetzung und -anwendung präsentiert.

SUMMARY

Globalisation, changes in land use and climate are central themes when identifying reasons for the increased homogenization of biological communities and the global loss of biodiversity. Species of major relevance are those that combine a wide-ranging distribution potential with a high risk of damage to the native ecology partly combined with high risk of damage to the economy of an area - otherwise referred to as invasive species. Based on these characteristics, invasive species represent an important intersection of ecology, economy and sociology in theory and in practice. Due to the increasing number of biological invasions worldwide and the interesting, interdisciplinary nature of their study, this topic is a highly relevant and critical issue for international research. The damages caused by invasive species are enormous: for instance, the annual damages for the USA, South Africa, the United Kingdom, Brazil and India are estimated at around 336 billion US dollars. A report of the European Commission, summarises that the damages caused by invasive species within the EU alone amounts to around 12 billion Euro per year. Consequently, invasive species mark an increasingly important, subject of legal regulation at many different levels (international, European, national).

Within this thesis the relevance of species distribution models as instruments of understanding and prevention within an ecological risk assessment is pointed out. In addition, the applicability of these models for the legal classification of species and as a means for the discretion of cost reimbursement after damages have arisen is demonstrated. Two beetle species of economical importance were used for exemplification as model species: the Asian ladybeetle *Harmonia axyridis*, which was intentionally introduced as a biological control agent, and the Asian longhorned beetle *Anoplophora glabripennis*, which was mainly with wood packing material unintentionally displaced. Both organisms are classified within the EU as alien species with an enormous damage potential, but hold very different legal status: *Harmonia axyridis* is commercially sold in Europe and may be applied in natural settings with permission in Germany, whereas *Anoplophora glabripennis* is managed as a quarantine pest species in the EU. For both insects, no practicable legal claim to liability for damages or for compensation exists to date. Besides the generation of distribution models based on natural scientific criteria, these legal aspects are discussed and corresponding possibilities of improvement for the norm setting and execution are presented.

LEBENS LAUF

HOCHSCHULAUSBILDUNG

Promotion

10/2008 – 01/2012
an der Universität Trier

Im Rahmen des **DFG-Graduiertenkollegs**
„Verbesserung von Normsetzung und Normanwendung im integrierten Umweltschutz
durch rechts- und naturwissenschaftliche Kooperation“
des **Instituts für Umwelt- und Technikrecht (IUTR)**
und am Institut für **Biogeographie**

Dissertation:

„Schadpotential gebietsfremder, invasiver Käferarten
unter Berücksichtigung des
globalen Klimawandels und rechtlicher Aspekte“.
gefördert durch das **Kurzzeit-Abschlussstipendium**
der „Stipendienstiftung des Landes RLP“

Studium

10/1999 – 04/2007
an der Universität Trier

Abschluss: **Diplom Umweltwissenschaftlerin**
ausgezeichnet als Zweit-Jahrgangsbeste des Studiengangs
Studienschwerpunkt: Biogeographie, Geobotanik, Klimatologie, Bodenkunde,
Raum- und Landesplanung

Diplomarbeit:

„Gehölzsukzessionen auf Weinbergsbrachen im Trierer Raum“
gefördert durch das **Stipendium „Arten und Biotopschutz“**
des MUFV RLP

ERWORBENE BERUFSPRAXIS ...

... INNERUNIVERSITÄRE TÄTIGKEITEN

01/2011

Mitgestaltung und **Tutorin** in der Übung zur **Nischen Modellierung**
(Masterveranstaltung)

.

09/2009

Werkvertrag mit der Universität Trier
im Drittmittelprojekt „Wildtier-Informationssystem der Länder Deutschlands (**WILD**),
des **Deutschen Jagdschutz-Verbandes** e.V.
Erstellung von Flächennutzungskarten mit GIS (ArcMap)

.

08/2004 – 05/2007

HIWI in dem Wildtier-Informationssystem der Länder
Deutschlands (**WILD**) des **Deutschen Jagdschutz-Verbandes** e.V.
Schwerpunkt: Erstellung thematischer Karten mit **GIS** und
HIWI als Tutorin in einem einwöchigen **GIS-Kurs** im Rahmen einer Fallstudie

.

08/2006 – 09/2006

HIWI als Tutorin in einem einwöchigen Blockkurs zur „Visualisierung von
Umweltdaten mit **GIS**“ (Hauptstudium)

.

06/2003 – 06/2004

HIWI bei einem **Wildverbissgutachten** und einem
Gutachten zur Gründung des **FFH-Gebietes Grèngewald**
in dem Großherzogtum **Luxemburg**
Weiserflächen-Ausweisung und pflanzensoziologische Erfassung der forstlichen
Naturverjüngungsflächen
Erstellung thematischer Karten mit GIS

.

**Weitere Praktika, Übungen und Exkursionen
im Rahmen des Studiums und der Promotion:**

Vegetationsbestimmungen, -aufnahmen und -auswertungen, GIS-Kurse, chemisches
Praktikum, Gentechnik-Praktikum, meteorologische Messtechniken, bodenkundliches
Kartierpraktikum, edaphische Dünnschliffe, Gesteinsbestimmungskurs,
Feldermauserfassung, Ein-Arten-Raumanalyse

ERWORBENE BERUFSPRAXIS ...

... AUßERUNIVERSITÄRE TÄTIGKEITEN

seit 04/2012

Anstellung bei der **Kreisverwaltung Trier-Saarburg**,
Abteilung Umwelt und Bauen
als wissenschaftliche Fachkraft für die Erstellung des elektronischen Kompensationsflächen-
Katasters

.

11/2011 – 01/2012

Werkvertrag bei der **Unteren Naturschutzbehörde**
Kreisverwaltung Trier-Saarburg
Erfassung des Kompensationsflächen-Katasters mit dem Programm Datenhamster

.

11/2011 – 12/2011

Mitarbeit bei der **Lokalen Agenda 21** Trier
im Projekt: Deine Ideen bewegen die Zukunft

.

2007/2008/2010

Mitarbeit bei dem **Büro für Umweltplanung** in Mertesdorf
Elektrobefischung zur Bestandssicherung an Leuk und an der Ruwer (08/2007)
Urlaubsvertretung der Sekretärin
Gefahrgut-Transportüberwachung

.

09/2008

Werkvertrag beim **Stadtmuseum Simeonstift**
Miterstellung eines EU-INTERREG IV Antrags
für die Kunst-Sonderausstellung „Louis Counet und die Lütticher Malerschule“

.

08/2008

Werkvertrag mit der **Stadt Trier**
Protokollführung beim Runden Tisch „Einzelhandel“

.

07/2008 – 08/2008

Praktikum beim **Amt für Stadtentwicklung und Statistik Trier**
Einblicke in die verschiedenen Arbeitsbereiche
Einarbeitung in das Zukunftsmanagement der Stadt
Projekt Stadt am Fluss: Ideeentwurf
Auswertung von Studien +Protokollführung bei Gesprächen

02/2008 – 04/2008

Praktikum bei der **alta4 Geoinformatik AG**, Trier
Vertrieb und Marketing
Konzeption eines neuen Internetauftritts

04/2005 – 05/2005

Auslandspraktikum auf der Iguana Research and Breeding Station (IRBS)
auf der Insel **Utila (Honduras)**
Projekt der **Zoologischen Gesellschaft Frankfurt** und der **Senckenbergischen
Naturforschenden Gesellschaft**
gefördert durch den Deutschen Akademischen Austausch-Dienst (**DAAD**)
Transektzählungen, Kartierung, Fangen des endemischen Leguans
Fütterung und Pflege der Leguanzucht
Führung (englisch, deutsch) von Touristen und Einheimischen
Umweltbildung bei der einheimischen Bevölkerung

08/2004 – 09/2004

Wasservogelreservat „Wallnau“ auf Fehmarn
Projekt des Naturschutzbundes Deutschland e.V. (**NABU**)
Mitarbeit bei wissenschaftlichen Vogelzählungen und deren Auswertung
Besucherbetreuung und -führung
Gestaltung und Pflege des Naturschutzgebietes
Kassiertätigkeiten

04/2001 – 06/2002

Aushilfe im **Reformhaus Brommenschenkel**, Trier
Kassiertätigkeit
Regalauffüllung

09/2000 + 09/2001

Aushilfe bei dem **Bürgerservice Trier**,
Abteilung Kommunaler Umweltservice

MITORGANISATION VON TAGUNGEN

2012

„Wie schmeckt der Klimawandel?“, Veranstaltung der Lokalen Agenda 21 und des DLR, Trier, 29.09.2012

2011

DGHT Nachzuchttagung, Trier, 30.09 – 02.10.2011

SEH European Congress of Herpetology & DGHT Deutscher Herpetologentag, Luxemburg + Trier, 25. – 29.09.2011

2010

IUTR- Workshop "Nachhaltige Landwirtschaft", Trier, 08.10.2010

AK Biogeo Jahrestreffen, Trier, 07. - 08.05.2010

2009

IUTR- Workshop "Grüne Gentechnik", Trier, 08. - 09.10.2009

VORTRÄGE UND POSTER

03/12/2010

"Damage risk of alien, invasive beetle species considering the global climate change", **Poster**präsentation zum International Research Day, Universität Trier (PosterIt Day)

05/10/2010

"Schadpotential gebietsfremder, invasiver Käferarten unter dem Einfluss des Klimawandels". **Poster**präsentation zur DFG-Begehung in Trier (Evaluierung des IUTR-Graduiertenkollegs)

22/09/2010

"Potential distribution of ALB (*Anoplophora glabripennis*) in western Europe". **Poster**präsentation auf der ForeStClim Mid-term Conference "European Forestry - Fit for Climate Change", Nancy (Frankreich)

08/07/2010

"Modelle zur potentiellen Verbreitung von *Harmonia axyridis* unter Berücksichtigung des globalen Klimawandels“. **Vortrag** auf der Fachtagung des JKI zu *Harmonia axyridis*, Siebeldingen

07/05/2010

„Verbreitungsmodelle für die invasive Art *Harmonia axyridis* unter Berücksichtigung des globalen Klimawandels“. **Eröffnungsvortrag** des AK Biogeo in Trier, 07. - 08.05.2010

PUBLIKATIONEN

2012

Bidinger K, Lötters S, Rödger D, Veith M, 2010. Species distribution models for the alien invasive Asian Harlequin ladybird (*Harmonia axyridis*). Journal of Applied Entomology. 136, 109-123.

2011

Schulte U, Bidinger K, Deichsel G, Hochkirch A, Thiesmeier B, Veith M, 2011. Verbreitung, geographische Herkunft und naturschutz- rechtliche Aspekte allochthoner Vorkommen der Mauereidechse (*Podarcis muralis*) in Deutschland. Zeitschrift für Feldherpetologie 18, 161-180.

Bidinger K, Lötters S, Veith M, Rödger D, Kraemer C, Amelong J, Reiff P, Hendler R, 2011. Wer haftet für Folgeschäden von Neozoen? Das Problem des Asiatischen Marienkäfers. Naturschutz und Landschaftsplanung 43, 133-137.

Bidinger K, Brockhoff S, 2011. Workshop-Bericht: "Nachhaltigkeit in der Landwirtschaft". Natur und Recht 33, 197-198.

2010

Bidinger K, Brockhoff S, 2010. Umweltschutz durch rechts- und naturwissenschaftliche Kooperation. LKRZ 4, 156-160.

2009

Bidinger K, 2009. Zusammenfassung des Vortrag von Herrn Dr. Broder Breckling im Rahmen des Workshops "Grüne Gentechnik" des IUTR in Trier, 08. - 09.10.2009. Online verfügbar unter: <http://www.iutr.de>

GUTACHTERTÄTIGKEIT

2012

Peer-Review für das Journal of Applied Entomology

ERKLÄRUNG

ERKLÄRUNG

Hiermit erkläre ich, dass die vorliegende Doktorarbeit mit dem Titel „Schadpotential gebietsfremder, invasiver Käferarten unter Berücksichtigung des globalen Klimawandels und rechtlicher Aspekte“ selbstständig von mir verfasst wurde und bisher weder im Ganzen noch in Teilen in dieser Fakultät oder in einer anderen akademischen Institution eingereicht worden ist. Die Promotionsordnung ist mir in der derzeit gültigen Fassung bekannt. Alle benutzten Quellen und Hilfsmittel wurden benannt und die Ergebnisse anderer Beteiligter sowie anderer Autoren oder Co-Autoren klar gekennzeichnet.

Ort, Datum

Kerstin Bidinger