KlimLandRP

Klima- und Landschaftswandel
in Rheinland-Pfalz

Auswirkungen des Klimawandels auf die Biodiversität in Rheinland-Pfalz

Schlussbericht Modul Biodiversität

Laufzeit:	01.04.2008-30.09.2011 (3,5 Jahre)
Berichtszeitraum:	August 2008 - September 2011
Homepage:	www.klimlandrp.de

Projektpartner:

Autorenverzeichnis

Modul Biodiversität

PD Dr. habil. Eva Maria Griebeler

Johannes Gutenberg-Universität Mainz, Fachbereich Biologie, Institut für Zoologie, Abteilung Ökologie
Johann-Joachim-Becherweg 13, 55128 Mainz
E-mail: em.griebeler@uni-mainz.de
Telefon: +49 (0) 6131-39-26621
Fax: +49 (0) 6131-39-23731

Dr. Jörn Buse[1)2)]

[1)] Johannes Gutenberg-Universität Mainz, Fachbereich Biologie, Institut für Zoologie, Abteilung Ökologie
Johann-Joachim-Becherweg 13, 55128 Mainz
[2)] jetzt: Universität Koblenz-Landau, Ökosystemanalyse
Fortstraße 7, 76829 Landau
E-mail: JoernBuse@gmx.de
Telefon: +49 (0) 6341-280-31539
Fax: +49 (0) 6341-280-31185

Dipl. Biol. Jörg Hilgers

Brunnenstraße 13, 56761 Hambuch
E-mail: joerg.hilgers@gmx.de
Telefon: +49 (0) 172-5804125

Zitierhinweis:

GRIEBELER,E. M., BUSE, J. & HILGERS, J. (2013): Auswirkungen des Klimawandels auf die Biodiversität in Rheinland-Pfalz. – RHEINLAND-PFALZ KOMPETENZZENTRUM FÜR KLIMAWANDELFOLGEN [Hrsg.]: Schlussberichte des Landesprojekts Klima- und Landschaftswandel in Rheinland-Pfalz (KlimLandRP), Teil 5, Modul Biodiversität: 99 S.

Inhaltsverzeichnis

1 Einleitung ... 7

2 Zielsetzungen und Forschungsfragen ... 9

3 Beitrag zur Gesamtzielsetzung des Projekts ... 11

4 Methodik ... 12
4.1 Datengrundlagen ... 13
4.2 Modellierung einzelner Arten ... 15
4.3 Modellierung der Diversität von Artengruppen ... 17
4.3.1 Modellierung der Biodiversität bestimmter taxonomischer Gruppen ... 18
4.3.2 Ökologische Typen ... 19

5 Ergebnisse und Diskussion ... 22
5.1 Heutige Verteilung der Artenvielfalt in Rheinland-Pfalz und die Bedeutung von Klimafaktoren ... 22
5.2 Klimawandel bedingte aktuelle Veränderungen des Verbreitungsgebietes von Tier- und Pflanzenarten in Rheinland-Pfalz ... 27
5.3 Einfluss von Klimaparametern auf die heutige und die potentiell zukünftige Verbreitung von Tier- und Pflanzenarten in Rheinland-Pfalz ... 29
5.4 Einfluss von Klimaparametern auf die heutige und die potentiell zukünftige Verbreitung von ausgewählten Heuschrecken-, Tagfalter-, Käfer-, Amphibien- und Reptilienarten in Rheinland-Pfalz ... 33
5.4.1 Heuschrecken ... 33
5.4.2 Tagfalter ... 35
5.4.3 Käfer ... 38
5.4.4 Amphibien ... 39
5.4.5 Reptilien ... 41
5.5 Floristisch –vegetationskundliche Untersuchung ... 43
5.6 Ökologische Typen ... 47
5.6.1 Heuschrecken ... 48
5.6.2 Tagfalter ... 48
5.6.3 Gefäßpflanzen ... 57
5.7 Gegenwärtige und zukünftige Artenassoziationen ... 69

6 Schlußfolgerungen ... 76

7 Empfehlungen für Anpassungsmaßnahmen im Natur- und Artenschutz 79

8 Ausblick und offene Forschungsfragen ... 83

9 Zusammenfassung ... 87

10 Öffentlichkeitsarbeit und Produkte ... 91
10.1 Vorträge/Präsentationen ... 91
10.2 Posterpräsentationen ... 91
10.3 Wissenschaftliche Zwischen- und Abschlussarbeiten im Rahmen von KlimLandRP ... 91
10.4 Teilnahme an Fachtagungen/Symposien ... 92
10.5 Rundfunk und Fernsehen ... 92
10.6 Beteiligung in regionalen und nationalen Prozessen und Gremien ... 92
10.7 Publikationen ... 92

11 Literaturverzeichnis 94
12 Anhang 99

Abbildungsverzeichnis

Abb. 4.1: Toleranzkurve, Toleranzbereich und 3-dimensionale ökologische Nische einer Art..... 16

Abb. 4.2: Lebensformtypen nach Raunkiaer (1934, 1937) 20

Abb. 4.3: Blattanatomie. 21

Abb. 5.1: Übersichtskarte des Untersuchungsgebietes Rheinland-Pfalz..... 23

Abb. 5.2: Artenvielfalt verschiedener taxonomische Gruppen. 25

Abb. 5.3: Korrelationen der Artenvielfalt für verschiedener Taxa mit Umweltvariablen..... 26

Abb. 5.4: Vorkommenswahrscheinlichkeit für *Lycaena dispar* in Abhängigkeit der zwei wichtigsten Umweltvariablen im Modell.. 38

Abb. 5.5: Vorkommenswahrscheinlichkeit für *Podarcis muralis* in Abhängigkeit der mittleren Januartemperatur..... 42

Abb. 5.6: Ergebnisse der Hauptkomponentenanalyse der Tagfalterarten der Pfalz..... 51

Abb. 5.7: Gegenwärtige Verbreitung von Lebensformtypen in Süddeutschland 60

Abb. 5.8: Zukünftige Habitateignung für die drei klimasensiblen Lebensformtypen. 65

Abb. 5.9: Gegenwärtige Verbreitung der Blattanatomietypen in Süddeutschland. 67

Abb. 5.10: Verbreitungsmuster der in Rheinland-Pfalz ansässigen (schwarze Quadrate) und der ab-/zuwandernden Arten (rote Kreise). 70

Abb. 5.11: Lage möglicher zukünftiger Zentren der Biodiversität in Rheinland-Pfalz. 73

Tabellenverzeichnis

Tab. 5.1: Korrelationen der Artenzahl im MTB für verschiedene taxonomische Gruppen in Rheinland-Pfalz (Modellregion) und Baden-Württemberg 24

Tab. 5.2 Nischenmodelle aller Einzelarten 30

Tab. 5.3: Einfluss von Klimaparametern auf die derzeitige Verbreitung von Heuschreckenarten... 34

Tab. 5.4: Hierarchische Partitionierung für die Modelle der Amphibienarten. 39

Tab. 5.5: Hauptkomponentenanalyse zu Tagfaltern (Gewinner und Verlierer). 49

Tab. 5.6: Bestandsentwicklung der Tagfalter in der Pfalz und zukünftige Gefährdung in Europa .. 56

Tab. 5.7: Untersuchte Lebensformtypen 58

Tab. 5.8: Untersuchte Blattanatomien 66

Tab. 5.9: Ansässige sowie ab- und zuwandernde Arten der Gegenwart. 70

Tab. 5.10: Ansässige sowie ab- und zuwandernde Arten der Zukunft (kalt-nass Szenario) 74

Tab. 5.11: Ansässige sowie ab- und zuwandernde Arten der Zukunft (warm-trocken Szenario)..... 74

1 Einleitung

Klima beeinflusst Biodiversität auf den verschiedensten Ebenen. Auf der Ebene der einzelnen Individuen besitzt es einen Einfluss auf deren Physiologie und Verhalten, es wirkt auf die Geburten- und Sterberaten und damit auf das Wachstum von Populationen, beeinflusst die Interaktionen zwischen Individuen verschiedener Arten und damit letztendlich die Zusammensetzung von Lebensgemeinschaften (SCHWERDTFEGER 1963, TOWNSEND et al. 2003). Es ist daher zu erwarten, dass die bereits erfolgten und zukünftigen Veränderungen des Klimas Folgen für die räumlich-zeitliche Verteilung von Tier- und Pflanzenarten haben. Ursachen dafür werden nicht nur unmittelbare klimatische Effekte wie Temperatur und Niederschlag sein, sondern auch mittelbare Effekte, wie eine veränderte Landnutzung (so könnten z. B. vormals agrarwirtschaftlich genutzte Flächen in Zukunft für ihre aktuelle Nutzungsart zu trocken werden) und veränderte biotische Interaktionen (z. B. eine Desynchronisation von Vogelzug/Bruttermin und Nahrungsangebot oder von Blühtermin und Phänologie von Bestäubern). Ersteres führt zu einer großräumigen Veränderung der Verteilung land- und forstwirtschaftlich genutzter Flächen und vermehrten Eingriffen in die anthropogene Landnutzung, z. B. durch Bewässerung, Änderung der Fruchtfolge oder Anbau anderer Nutzpflanzen (z. B. zur Nutzung nachwachsender Energieträger). Auch die Verfügbarkeit von geeigneten Habitaten für Tier- und Pflanzenarten könnte sich durch klimabedingte Einflüsse wesentlich verändern. Änderungen in der Habitatqualität würden sich dann auch unmittelbar auf populationsdynamische Prozesse auswirken und die langfristigen Überlebenswahrscheinlichkeiten von Populationen beeinflussen.

Als Konsequenz dieser Veränderungen ist eine Arealänderung (Zuwanderung oder Aussterben) von Arten zu erwarten. Wären dabei geschützte Arten betroffen, könnte dies Folgen bezüglich der Größe und Verteilung von Schutzgebieten haben. Wären Arten betroffen, die Agrar- oder Forstschädlinge sind, hätte dies unmittelbare ökonomische Folgen. Schließlich kann das vermehrte Einwandern von Neobiota die vorhandenen Artengemeinschaften in ihrer Struktur und Zusammensetzung negativ beeinflussen (TOPP et al. 2008, BULTMAN & DEWITT 2008) oder sogar zum Aussterben einzelner Arten beitragen (BOVER & ALCOVER 2008).

Dass die Veränderung des Klimas bereits einen Einfluss auf die Biodiversität besitzt, ist wissenschaftlich sehr gut dokumentiert. Nachweise des Einflusses von Klima wurden bisher aber hauptsächlich auf der Ebene von Individuen, Interaktionen zwischen Arten, in experimentellen Lebensgemeinschaften oder aber auf der Ebene von globalen Verbreitungsgebie-

ten von Arten erbracht. Auf der Ebene der Individuen konnte ein Klimaeinfluss auf die phänotypische (JONZÉN et al. 2006, MORENO-RUEDA et al. 2009, MORROGIELLO et al. 2011, VISSER et al. 2003) und genetische Plastizität (PULIDO & BERTHOLD 2010, SALEWSKI et al. 2010, RÉALE et al. 2011, ZEREBECKI & SORTE 2011) vielfach nachgewiesen werden. Veränderungen in individuellen Eigenschaften führen zu „mismatches“ in Interaktionen von Arten, wie zum Beispiel bei der Bestäubung (MEMMOTT et al. 2007), in Räuber-Beute-Interaktionen (HODKINSON & BIRD 2006, ROCKWELL et al. 2011, UJVARI et al. 2011, VRIES et al. 2011) oder zu veränderten Konkurrenzverhältnissen von Arten (BOVER & ALCOVER 2008). In experimentellen Lebensgemeinschaften konnten durch Änderungen in der Temperatur, Niederschlag und CO_2 (bei Pflanzen) Veränderungen in der Zusammensetzung der Artengemeinschaft nachgewiesen werden (POST & PEDERSEN 2006, PRIETO et al. 2009). Auf kontinentaler Ebene sind Klimaauswirkungen auf Artebene bereits lange dokumentiert und es sind klimagetriebene Arealänderungen für viele Arten bereits eindeutig nachgewiesen worden (THOMAS & LENNON 1999).

Einflüsse des Klima- und Landschaftswandels auf Arten und Artengemeinschaften sind auf regionaler Ebene hingegen gegenwärtig sehr viel schlechter untersucht. Dies ist vermutlich darin begründet, dass Erweiterungen des Verbreitungsgebietes mit dem Auftauchen von Arten in bisher unbesiedelten Arealen einhergehen (Neobiota), wohingegen generell das Nicht-Vorhandensein einer Art nicht beobachtbar und eigentlich nicht nachweisbar ist (Ausgestorbensein). Im Zentrum des Verbreitungsgebietes einer Art sind Änderungen ebenfalls nur schwer nachweisbar, da diese sich oft nur in Abundanzabnahmen und dem lokalen Aussterben von Populationen in suboptimalen Flächen widerspiegeln.

Ebenso fokussieren viele wissenschaftliche Arbeiten auf die Auswirkungen der Klimavariablen Temperatur und Niederschlag, während Einflüsse der Landnutzung, der Topographie des Untersuchungsgebietes, des Bodens und des Wasserhaushalts eher unberücksichtigt bleiben. Auf lokaler Ebene können Änderungen in der Landnutzung z. B. mit dem Verlust von Kleinstrukturen einhergehen, die aber für einzelne Arten von hoher Bedeutung für ihr Überleben sein können. Im schlechtesten Fall kann Landnutzung die Habitate einer Art sogar vollständig zerstören. Auf regionaler bis globaler Ebene sind diese Umweltfaktoren zwar alle mehr oder weniger stark miteinander korreliert (Weinbau findet man in klimatisch begünstigten Gebieten, Temperatur nimmt mit zunehmender Höhenlage ab), jedoch kann sich die Stärke der Korrelation im untersuchten Gebiet in der Zukunft als Folge der Anpassung von anderen Sektoren (Land-, Forst- und Wasserwirtschaft) ändern. Vor diesem wissenschaftlichen Hintergrund wurde das Modul Biodiversität des Projektes „KlimLandRP“ bearbeitet.

2 Zielsetzungen und Forschungsfragen

Ziel des Moduls war es, die Effekte, Risiken und Chancen des Klimawandels in Rheinland-Pfalz für die Biodiversität aufzuzeigen, um auf dieser Basis mögliche Anpassungsoptionen für den Naturschutz in diesem Bundesland abzuleiten. Zunächst wurde dazu die aktuelle Verteilung der rheinland-pfälzischen Biodiversität durch Umweltparameter erklärt. Dies schließt auch die derzeit beobachteten und durch den Klimawandel verursachten Veränderungen in der Verbreitung von Tier- und Pflanzenarten ein. Dabei sollten vor allem Gruppen untersucht werden, über die ein relativ guter faunistischer Kenntnisstand hinsichtlich ihrer aktuellen Verbreitung und Biologie besteht. Zu den untersuchten Tiergruppen gehören Taxa der Amphibien, Reptilien (BITZ et al. 1996), und einige Wirbellose, v.a. Heuschrecken, Schmetterlinge (SCHULTE et al. 2007), und Käfer (SCHIMMEL 1989, NIEHUIS 2001, NIEHUIS 2004). Alle diese Tiergruppen beinhalten Arten, die sehr unterschiedliche Ansprüche an ihr Habitat stellen und damit hinsichtlich des Klima- und Landschaftswandels unterschiedlich reagieren könnten. Damit eignen sie sich hervorragend als Modellarten für klimabedingte Änderungen in der Habitatqualität. Bei den Pflanzenarten erfolgte eine zu den Tierarten analoge Auswahl der Taxa. Arten und Lebensraumtypen mit einer gegenwärtig hohen Gefährungsdisposition (FFH-Richtlinie) standen hier aber im Vordergrund. Es wurden verschiedene Farn- und Blütenpflanzen ausgewählt, sowie die drei Lebensraumtypen xerotherme Hanglagen, Bergwiesen und Borstgrasrasen sowie Moore und Sümpfe, da für diese Typen Rheinland-Pfalz eine hohe Verantwortlichkeit hat. Basierend auf den erhaltenen Erkenntnissen wurden anschießend Prognosen zur zukünftigen Verbreitung von Einzelarten und der Verteilung der Biodiversität unter dem Einfluss von Klima- und Landschaftswandel für Rheinland-Pfalz erstellt.

Das Ziel des Moduls wurde in drei größeren arbeitstechnischen Schritten erreicht. Zunächst wurden die gegenwärtige Verteilung der Artenvielfalt in Rheinland-Pfalz und die Bedeutung von Klimafaktoren für sie studiert. Im zweiten Schritt wurden zukünftige Einflüsse von Klima auf ausgewählte Arten der obengenannten Tier- und Pflanzengruppen untersucht. Aufbauend auf diesen Prognosen wurden Maßnahmen zum Schutz von Arten und Lebensraumtypen erarbeitet.

In den einzelnen Schritten standen daher die folgenden Fragestellungen im Vordergrund:

Schritt 1: Heutige Verteilung der Artenvielfalt in Rheinland-Pfalz und die Bedeutung von Klimafaktoren

- Wie stark beeinflusst Klima die gegenwärtigen Muster in der Biodiversität?
- Spiegelt sich der Klimawandel bereits heute im Auftreten und der Ausbreitung von Arten wider?

Schritt 2: Prognose der zukünftigen Verteilung von Einzelarten und Biodiversität in Rheinland-Pfalz

- Welche Arten werden in Zukunft Arealverschiebungen und/oder –erweiterungen durchführen?
- Welche Arten werden aus Nachbarregionen nach Rheinland-Pfalz einwandern (Neozoen, Neophyten)?
- Welche Arten werden in Zukunft sehr kleine und möglicherweise auch isolierte Areale besiedeln und damit stark gefährdet sein?
- Welche biologischen Eigenschaften kennzeichnen Gewinner und Verlierer im Klimawandel?
- Werden die Arealänderungen der Arten durch größere Barrieren (geographisch, Landnutzung) eingeschränkt oder gar verhindert?
- Wo liegen die zukünftigen Zentren der Biodiversität?

Schritt 3: Empfehlungen für Anpassungsmaßnahmen im Natur- und Artenschutz

- Welche Arten werden (sind bereits) besonders gefährdet sein und benötigen ein Monitoring?
- Werden die aktuell ausgewiesenen Schutzgebiete in Zukunft noch sinnvoll sein oder müssen sie basierend auf der veränderten Lage der zukünftigen Biodiversitätszentren verändert werden?
- Ist der aktuelle Biotopverbund in Rheinland-Pfalz ausreichend oder müssen neue oder weitere Korridore und Biotope geschaffen werden.

3 Beitrag zur Gesamtzielsetzung des Projekts

Durch die gleichzeitige Bearbeitung der Effekte, Risiken und Chancen des Klimawandels in verschiedenen Modulen im Rahmen des Projektes KlimLandRP im gleichen geographischen Raum, waren im Modul Biodiversität realistischere Anpassungsoptionen für den Schutz von Biodiversität zu erwarten als in Projekten, die diesen ganzheitlichen Ansatz nicht verfolgen. In allen am Projekt beteiligten Modulen wurden Prognosen erstellt, welche Flächen für die ihnen zugrunde liegenden Sektoren in Zukunft möglicherweise von hoher Bedeutung sein werden. Gerade hinsichtlich der Flächenkonkurrenz zwischen diesen verschiedenen Sektoren, hier dem Naturschutz und den wirtschaftlich relevanten Sektoren (Land-, Forst-, Wasser-, Energiewirtschaft, Tourismus) ist eine Identifikation von Flächen, die in Zukunft von den verschiedenen Sektoren gleichzeitig benötigt werden könnten, unabdingbar. Nur mit dieser Kenntnis können Nutzungsszenarien entwickelt werden, die möglichst viele der häufig konkurrierenden Bedürfnisse der verschiedenen vom Klima- und Landschaftswandel betroffenen Sektoren in die Fläche umsetzen und so Konflikte zumindest größtenteils lösen.

Trotz dieses ganzheitlichen Ansatzes des Projektes KlimaLandRP bleiben, wie bei jedem Forschungsprojekt, viele Fragen offen und implizieren einen weiteren Forschungsbedarf, hier sowohl auf der Ebene des wissenschaftlichen Naturschutzes, als auch hinsichtlich der praktischen Anwendung unserer Modulergebnisse. Daher werden offene Fragen zu beiden Themen in Kapitel 8 dieses Berichtes diskutiert.

4 Methodik

Eine gute Prognose des Vorkommens einer Art und damit der Zusammensetzung von Lebensgemeinschaften unter sich ändernden Umweltbedingungen erfordert zum einen eine exakte Kenntnis der Umweltfaktoren, die die aktuelle Verteilung von Arten beschreiben. Dieses sehr detaillierte ökologische Wissen existiert leider aber nur für sehr wenige Arten. Zum anderen werden möglichst gute Modelle zur Vorhersage des zukünftigen Klimas, des Wasserhaushalts, des Bodens und der anthropogenen Landnutzung benötigt, da alle diese einen Einfluss auf die Verbreitung von Arten (zumindest potentiell) besitzen. Daher ist die Vorhersage der Auswirkung des Klima- und Landschaftswandels auf die Biodiversität gegenwärtig Gegenstand der Forschung, und ihre Güte wird notwendigerweise immer durch unseren aktuellen Kenntnisstand der Wissenschaft, aber auch der verfügbaren Verbreitungs- und Umweltdaten limitiert sein.

Prognosen über die zukünftige Verteilung einzelner Arten basieren heute auf Klimamodellen und Modellen, die meist nur die Abhängigkeit ihres Vorkommens von klimatischen Faktoren (Temperatur, Niederschlag, ...) beschreiben (climate response surface models, HILL et al. 1999; ecological niche model, PETERSON et al. 2002). Nur in neueren Arbeiten werden Landnutzung, Topographie und Boden als potentiell erklärende Umweltfaktoren in diesen sogenannten ökologischen Nischenmodellen immer stärker berücksichtigt (FRANKLIN 2009). Die Einzelarten-Modelle besitzen einige methodische Limitierungen. Daher dürfen die mit ihnen erzeugten gegenwärtigen und zukünftigen Verbreitungsgebiete grundsätzlich nur als Habitateignungskarten verstanden werden. Das bedeutet, dass die vom Modell prognostizierten geographischen Räume solche Gebiete zeigen, die vermutlich gegenwärtig bzw. in Zukunft Umweltbedingungen besitzen, die der Art ein Überleben ermöglichen. Ob die Art heute oder in Zukunft dort tatsächlich zu finden ist oder sein wird, wird von vielen anderen intrinsischen und extrinsischen Faktoren letztendlich bestimmt. Für Zukunftsprognosen hängt dies unmittelbar von der Ausbreitungsfähigkeit der Art selbst ab (BUSE & GRIEBELER 2011), aber auch von der Ausbreitungsfähigkeit anderer Arten, auf die sie angewiesen ist. Hat z. B. die einzige Futterpflanze eines in seiner Nahrungswahl hoch spezialisierten Schmetterlings eine sehr geringe Ausbreitungsfähigkeit, so begrenzt dies die Ausbreitung des Falters, auch wenn dieser selbst sehr viel mobiler ist. Weiterhin ist es erforderlich, topographische Gegebenheiten der Areale und die Landnutzung, die beide Barrieren für die Ausbreitung von Arten darstellen könnten, in unsere Zukunftsprognosen zu integrieren. Dies erfordert aber die Kenntnis der zukünftigen Landnutzung, die ebenfalls vom Klimawandel abhängig ist. Eine methodische

Voraussetzung für die Erstellung von ökologischen Nischenmodellen ist, dass das Modell auch die gesamte ökologische Nische der Art „gelernt“ hat. Hiermit ist gemeint, dass ihm zu allen möglichen Umweltfaktorkombinationen bekannt sein muss, ob die Art unter diesen tatsächlich überleben kann. Dies bedeutet aber auch, dass ökologische Nischenmodelle für Arten in Räumen abgeleitet werden müssen, die weitaus größer sein müssen als der Raum für den die Zukunftsprognose erfolgen soll, um eine Extrapolation des Modells auf unbekannte Umweltfaktorkombinationen auszuschließen.

Die zukünftig an einem spezifischen Ort zu erwartende Artengemeinschaft ist die Summe aller Arten, die von vielen artspezifischen Modellen dorthin projiziert werden. Dieser Ansatz erfordert strenggenommen die Modellierung aller in einem Areal vorkommenden Arten. Das sind die dort gegenwärtig vorkommenden, aber auch die dort zukünftig zu erwartenden Arten. Dies impliziert, dass die artspezifischen Modelle grenzübergreifend (Bundesländer, international) angelegt werden müssen, um Arten, die aus Nachbarregionen möglicherweise einwandern, in die Prognosen integrieren zu können. Es bedeutet aber auch, dass dieser intuitive Ansatz zur Prognose der zukünftigen Biodiversität technisch kaum umsetzbar ist und unser Wissen über die zukünftige Verteilung der Biodiversität daher immer fehlerhaft sein wird.

4.1 Datengrundlagen

Die im Rahmen dieses Projektes entwickelten ökologischen Nischenmodelle zu Arten, ökologischen Typen oder taxonomischen Gruppen wurden basierend auf rasterbasierten Verbreitungsdaten von Arten und Umweltdaten erstellt. Die Auswahl der an Rheinland-Pfalz angrenzenden Gebiete (Bundesländer, Staaten), für die alle diese Daten verfügbar sind, stellte sich als schwierig heraus. Die Verbreitungsdaten der Arten und die Umweltdaten müssen in diesem Raum strenggenommen mit der gleichen Methode erhoben worden sein. Während dies für die Umweltfaktoren noch mehr oder weniger plausibel war, war dies für die Verbreitungskarten nicht für alle Arten vollständig erfüllt. Die Verfügbarkeit von Verbreitungskarten bestimmte daher maßgeblich die Wahl der von uns bearbeiteten Arten, ökologischen Typen und taxonomischen Gruppen, aber auch die von uns verwendeten Modellierungsmethoden. Dies bedeutet insbesondere, dass die ökologische Nischenmodellierung nicht bei allen bearbeiteten Tier- und Pflanzengruppen letztendlich zum Einsatz kommen konnte und andere Modellierungsansätze zusätzlich verwendet wurden.

Als sogenannten Kalibrierungsraum für unsere ökologischen Nischenmodelle, aber auch in fast allen anderen Modellierungsansätzen, haben wir „Süddeutschland“ gewählt. Dies sind die sechs Bundesländer Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz, Hessen, Saarland, Baden-Württemberg und Bayern. Für diese Bundesländer standen uns Daten zum gegenwärtigen Klima (TKCLIM, BADECK et al. 2008, auch Zukunft und für verschiedene Zeitperioden), zur Topographie (SRTM, DLR Oberpfaffenhofen), zum Boden (Landesamt Geologie und Bergbau, Modul Boden; Bodenübersichtskarte 1:1.000.000 des Bundesamtes für Geowissenschaften und Rohstoffe) und zur gegenwärtigen Boden- und Landnutzung (CORINE 2000, Level 3) auf Messtischblattebene (TK 1:25.000) zur Verfügung. Daten zur Verbreitung von

Pflanzenarten auf Messtischblattebene in Gesamtdeutschland wurden aus der Datenbank des Bundesamtes für Naturschutz (FloraWeb), aus MEININGER & SCHRÖDER (2007, Moose) und HAEUPLER & SCHÖNFELDER (1989, Farn- und Blütenpflanzen) von uns entnommen. Informationen zur Verbreitung von Heuschrecken stammen aus MAAS et al. (2002) und zu Amphibien und Reptilien aus BITZ et al. (1996) und GÜNTHER et al. (1996). Nur für diese Tiergruppen waren Verbreitungsatlanten für Gesamtdeutschland verfügbar. Die Datenlage zu Schmetterlingen, Libellen und Käfern war und ist immer noch deutlich schlechter als bei den Pflanzen, Heuschrecken, Amphibien und Reptilien. Hier existieren nur vereinzelt Atlanten auf Bundeslandebene oder sie wurden gar für noch kleinere geographische Räume erstellt (Bsp. Tagfalter der Pfalz, SCHULTE et al. 2007). Daher konnten nur zu wenigen Schmetterlingen und Käfern ökologische Nischenmodelle berechnet werden. Auf die Modellierung von Libellen, die im Projektantrag als geeignete Modellgruppe noch genannt wurden, musste sogar aufgrund fehlender Verbreitungsdaten komplett verzichtet werden. Ein Verbreitungsatlas für Deutschland ist in Arbeit (persönliche Mitteilung Dr. Jürgen Ott), der für eine Modellierung dieser Gruppe unabdingbar ist (Daten für Süddeutschland würden daraus benötigt).

Die in unseren Modellen als Prognosevariablen verwendeten Klimadaten zum gegenwärtigen Klima stammen von 2342 Stationen des Deutschen Wetterdienstes, die über ganz Deutschland verteilt sind und auf Messtischblattebene von BADECK et al. (2008) angepasst worden sind. Dazu wurden von den Autoren für jede Rastereinheit eines Messtischblattes die Klimadaten von jeweils drei am nächsten liegenden Wetterstationen invers zur Entfernung gewichtet und anschließend interpoliert (BADECK et al. 2008). Die für die Zukunftsprognosen erforderlichen Klimadaten basieren auf dem globalen Klimamodell ECHAM5. Die Regionalisierung der Klimadaten basiert auf dem statistischen Klimagenerator STAR. Wir verwendeten für unsere Zukunftsprognosen die beiden Realisationen A1B-kalt-nass und A1B-warm-trocken und den Prognosehorizont 2041-2055. Diese beiden Realisationen decken nicht nur die komplette Variabilität innerhalb des A1B Szenarios ab; die durch sie repräsentierte Variabilität ist sogar größer als zwischen A1B und jedem anderen IPCC Szenario (BADECK et al. 2008). Alle Datensätze zum Klima enthielten Angaben zu Mittelwerten, Minima und Maxima auf Monats- und Jahresbasis zur Temperatur und zum Niederschlag für die Zeiträume 1950-1969, 1970-1989, 1990-2006 und 1950-2006 sowie 2041-2055. Die Klimadaten wurden von uns in Abhängigkeit der untersuchten Art(en) um biologisch plausible Umweltparameter ergänzt, die aus diesen klimatischen Grunddaten abgeleitet wurden (z. B. mittlere Temperatur im Sommer, Ariditätsindex = mittlere Julitemperatur/mittlerer Jahresniederschlag).

Aus den topographischen Karten wurden für jede Rastereinheit (Messtischblatt) die maximale und minimale Höhe abgeleitet und deren Differenz berechnet. Hieraus resultierten drei weitere Umweltvariablen.

Die Informationen aus der Bodenübersichtskarte wurden ebenfalls als Umweltvariablen abgebildet. Es wurden Umweltvariablen zum Flächenanteil von Sand, Ton und den restlichen Bodenbestandteilen, zum Anteil von Flächen mit spezifischen pH-Werten, und zur nutzbaren Feldkapazität im effektiven Wurzelraum in allen Rastereinheiten erzeugt. Aus den Flächenanteilen mit spezifischen pH-Werten wurde für jede Rastereinheit ein Diversitätswert für den

pH berechnet, der die Heterogenität im Boden-pH widerspiegelt. Zudem wurden der mittlere Sand- und Tonanteil, der mittlere pH, und das mittlere Kohlenstoff-Stickstoff-Verhältnis für jede Rastereinheit ermittelt.

Als Landnutzungsdaten wurden der CORINE Land Cover 2000 Datensatz verwendet. Zusätzlich zu den darin zu jeder Rastereinheit angegebenen Landnutzungs- und Bodenbedeckungsklassen wurden von uns weitere Prognosevariablen erzeugt. So wurden für alle Nutzungstypen Variablen berechnet, die die Häufigkeit jedes Nutzungstyps in jeder Rastereinheit angegeben. Aus diesen wurde dann eine Variable analog zum Boden-pH ermittelt, die hier die Diversität in der Nutzung in jeder Rastereinheit widerspiegelt.

Eine vollständige Auflistung aller von uns standardmäßig in den verschiedenen Modellen getesteten Umweltvariablen findet sich im Anhang. Für einzelne Arten wurden diese ggf. um biologisch sinnvollere Umweltfaktoren ergänzt.

4.2 Modellierung einzelner Arten

Die wissenschaftliche Grundlage der von uns entwickelten ökologischen Nischenmodelle ist die ökologische Nische einer Art (HUTCHINSON 1957, Abb. 4.1). Sie bezeichnet den mehrdimensionalen Raum von Umweltfaktore, innerhalb dessen eine Art überleben kann. Hält man alle Umweltfaktoren bis auf einen Faktor fest, ergeben sich sogenannte Toleranzkurven, die häufig Optimumskurven darstellen (Abb. 4.1A). Am Beispiel des Umweltfaktors Temperatur ist diese Abhängigkeit leicht zu verstehen. Wechselwarme Organismen benötigen eine Mindesttemperatur zum Überleben, unterhalb dieser ist ihre Stoffwechselrate negativ, mit steigender Temperatur steigt die Stoffwechselrate exponentiell an (RGT-Regel, Arrhenius-Gleichung), bis sich die Enzyme zu denaturieren beginnen. Bei weiter steigenden Temperaturen nimmt die Denaturierungshäufigkeit zu, und der Organismus stirbt letztendlich bei Erreichen einer Maximaltemperatur.

Wie die ökologische Nische einer Art aussieht, kann man aus ihrem Vorkommen in einem geographischen Raum lernen. Hierbei geht man davon aus, dass dieser Raum Umweltparameterkombinationen abbildet, in denen ein Überleben für die Art möglich ist und solche in denen es unmöglich ist. Die Anwesenheit (Presence) an einem geographischen Ort wird dann so interpretiert, dass die Umweltfaktoren dort geeignet zum Überleben sind, während die Abwesenheit (Absence) bedeutet, dass sie ungeeignet sind.

Zur Erstellung der ökologischen Nischenmodelle für die Einzelarten haben wir multivariate logistische Regressionsmodelle erstellt. Solche statistischen Modelle prognostizieren die Vorkommenswahrscheinlichkeit einer Art (logit(p)) in Abhängigkeit der Ausprägung mehrerer Umweltvariablen (x_i):

$$\log it(p) = \beta_0 + \sum \beta_i x_i + \sum \beta_i x_i^2 \,. \quad \text{(Gleichung 1)}$$

Hierbei realisiert der lineare Term der Gleichung (1) eine lineare Zunahme der Vorkommenswahrscheinlichkeit mit Zunahme des i-ten Umweltfaktors und der quadratische Term ermöglicht die Abbildung einer Toleranzkurve mit einem Optimum. Die Betagewichte (β_i) drü-

cken die Stärke des Einflusses eines Umweltfaktors auf die Vorkommenswahrscheinlichkeit der Art aus.

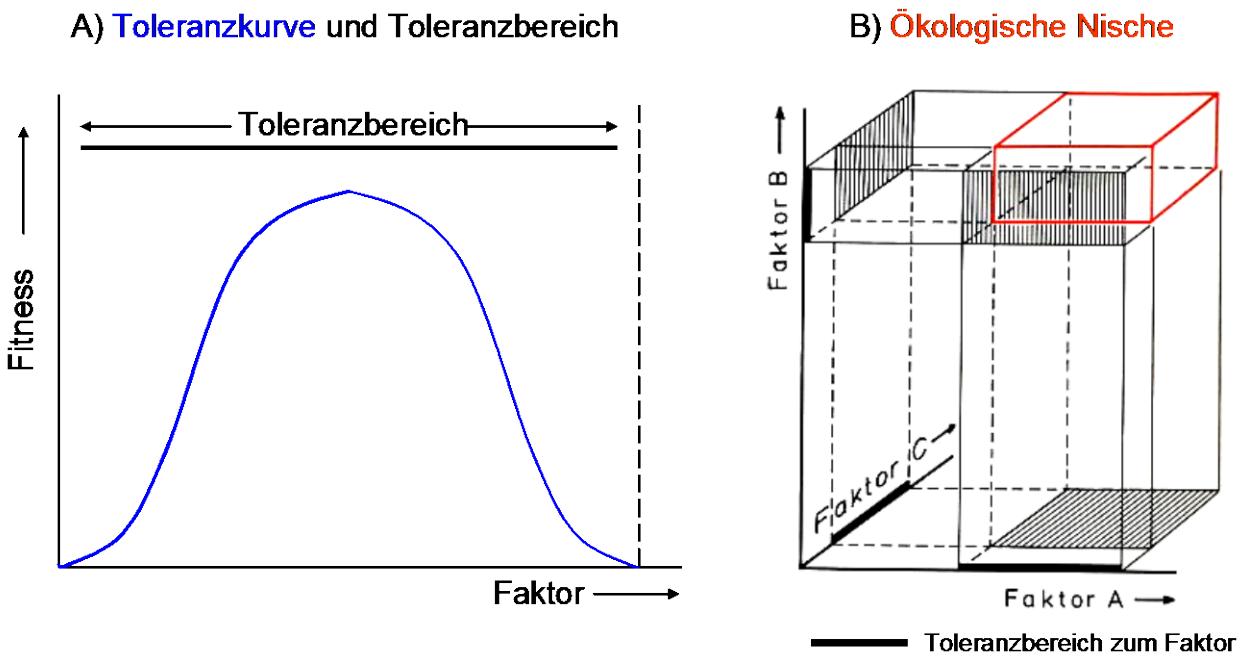


Abb. 4.1: Links: Toleranzkurve (blau) und Toleranzbereich einer Art. Rechts: 3-dimensionale ökologische Nische einer Art (rot). Individuen und damit Populationen zeigen eine unterschiedliche Fitness (z. B. gemessen als Überlebenswahrscheinlichkeit) gegenüber einem Umweltfaktor. Der Bereich, in dem ein Individuum langfristig überleben kann, ist dessen Toleranzbereich. Nach HUTCHINSON (1957) ist die ökologische Nische einer Art ein mehrdimensionaler Raum von Umweltfaktorkombinationen, in dem ihre Individuen überleben können.

Ökologische Nischenmodelle basieren auf rasterbasierten Verbreitungskarten von Arten und rasterbasierten Umweltdaten. Insbesondere die von uns verwendeten statistischen Modelle nehmen an, dass im modellierten Raum eine lückenlose Information zur Presence und Absence der Art zur Verfügung steht. Ebenso muss die ökologische Nische der Art im modellierten Raum vollständig abgedeckt sein, insbesondere wenn das Modell als Prognosemodell eingesetzt werden soll. Die berechneten Modelle sind statistisch problematisch, wenn die getesteten Umweltvariablen nicht statistisch unabhängig sind. Statistische Abhängigkeit kann durch gleichzeitiges Enthaltensein von miteinander korrelierten Umweltfaktoren im Modell oder durch räumliche Autokorrelation in den Presence/Absence-Daten entstehen.

Zur Ermittlung der statistischen Güte der ökologischen Nischenmodelle wurden Nagelkerke's R^2_N und die sogenannte interne Modellvalidierung verwendet. Nagelkerke's R^2_N ist ein Pseudo-Bestimmtheitsmaß für logistische Regressionsfunktionen (Gleichung 1). Es nimmt den Wert 1 an, wenn die eigenen Datenpunkte mit einer Wahrscheinlichkeit von 1 auf der berechneten Regressionsfunktion liegen und ist damit ähnlich wie das Bestimmtheitsmaß bei der linearen Regression zu interpretieren. Bei der internen Modellvalidierung gehen nicht alle Datenpunkte (Presence/Absence und zugehörige Umweltfaktorwerte) in den iterativen Modellbildungsprozess ein, sondern ein zufällig gewählter Teil wird davon verwendet, um zu

prüfen, wie gut das Modell arbeitet. Hieraus werden verschiedene Maßzahlen berechnet, wie die Sensitivität, die Spezifität, die korrekte Klassifikationsrate und der AUC-Wert. Die Sensitivität gibt den Anteil der vom Modell richtig vorhergesagten Presencen an, die Spezifität die richtig vorhergesagten Absencen und die korrekte Klassifikationsrate ist der Anteil der richtigen Klassifikationen. Die Sensitivität, die Spezifität und die korrekte Klassifikationsrate können Werte zwischen 0 und 1 annehmen. Sie sind aber stark vom gewählten Klassifikationsschwellenwert abhängig (REINEKING & SCHRÖDER 2004). Logistische Regressionsmodelle liefern Vorkommenswahrscheinlichkeiten, während die empirischen Daten nur zwei Zustände (Presence, Absence) annehmen können. Daher ist ein Klassifikationsschwellenwert erforderlich, der die kleinste Wahrscheinlichkeit angibt, ab der von einer Presence der Art in einer Rastereinheit tatsächlich ausgegangen wird. Als Klassifikationsschwellenwert wurde bei allen unseren Modellen p_{fair} verwendet; dies bedeutet, dass Spezifität und Sensitivität gleich gut vorhergesagt werden sollen. Aus der ROC-Kurve (Receiver-Operating-Characteristic curve), in der die Sensitivität gegen (1-Spezifität) aufgetragen wird, ergibt sich der AUC-Wert als weiteres Gütekriterium eines Modells. Es verwendet dabei die vom Modell vorhergesagte Vorkommenswahrscheinlichkeit als Klassifikationsschwellenwert. Die Fläche unter der ROC-Kurve gibt den AUC-Wert eines Modells an. Er kann Werte zwischen 0,5 und 1 annehmen, wobei der Wert 0,5 für ein Zufallsmodell steht. Dies bedeutet anschaulich, dass das Modell des Werfens einer Münze für die Prognose der Presence oder Absence einer Art in einer Rastereinheit die gleiche Vorhersagegüte erzeugt, wie ein ökologisches Nischenmodell mit einem AUC von 0,5. Eine detaillierte Beschreibung der verwendeten statistischen Methode zur Erzeugung der Nischenmodelle und deren Validierung findet sich in BUSE & GRIEBELER (2011).

Zur Prognose der in Zukunft geeigneten Habitate für die Art wurde das für sie ermittelte logistische Regressionsmodell (ökologische Nischenmodell) auf die zukünftigen Umweltdaten angewendet. Dabei blieben die Daten zur Landnutzung, zur Topographie und zum Boden im Vergleich zur Gegenwart unverändert, während für das Klima die beiden auf STAR basierenden Szenarien A1B-kalt-nass und A1B-warm-trocken für den Zeitraum 2044-2055 als zukünftige Szenarien angenommen wurden. Während diese Annahme für Topographie und Boden eher unproblematisch erscheinen, ist sie für die Landnutzung sicherlich problematisch, da bereits heute Einflüsse des Klimawandels auf die Landnutzung beobachtet werden (erneuerbare Energien, Bewässerung, …). Da uns Prognosen zur zukünftigen Landnutzung in Rheinland-Pfalz nicht während der Projektlaufzeit zur Verfügung standen, mussten Auswirkungen zukünftiger Änderungen in der Landnutzung auf die Verbreitung von Arten leider unberücksichtigt bleiben.

4.3 Modellierung der Diversität von Artengruppen

Neben der Modellierung einzelner Arten wurden von uns auch die räumliche Verteilung verschiedener taxonomischer Gruppen (Amphibien, Reptilien, Heuschrecken, Moose, Gefäßpflanzen und Farne) bzw. von Gruppen von Arten mit Merkmalen (Lebensformtypen von Pflanzen, ökologische Typen von Tieren) modelliert. Ziel der Analyse bestimmter taxonomi-

scher Gruppen war die Beschreibung der aktuellen Verteilung der Biodiversität in Rheinland-Pfalz und die Ermittlung der sie maßgeblich determinierenden Klima- und anderen Umweltfaktoren. Diese Analyse ermöglicht damit eine erste Abschätzung, welchen Einfluss mögliche Klima- und Landnutzungsänderungen auf die Biodiversität haben werden. Sie erlaubt aber auch einzelne taxonomische Gruppen zu identifizieren, die besonders klimasensibel und/oder sensibel gegenüber Landnutzungsänderungen sind.

Ziel der Analyse von Gruppen von Arten mit Merkmalen, war die Charakterisierung von Arten bzw. die Identifizierung von Merkmalskombinationen von Arten, die sie zu Gewinnern oder Verlierern des Klimawandels werden lassen könnten. Solche Charakterisierungen von Arten sind im wissenschaftlichen Naturschutz üblich (Arten mit langer Generationszeiten und wenig Nachkommen pro Reproduktionsereignisse sowie Nahrungsspezialisten sind stärker vom Aussterben bedroht als Arten mit kurzen Generationszeiten und vielen Nachkommen, Nahrungsgeneralisten, unter der Annahme alle anderen Merkmale sind gleich). Dieser Merkmalskombination-basierte Ansatz wurde vor dem Hintergrund verfolgt, dass die Vorhersage der zukünftigen Verteilung von Biodiversität auf der Ebene der Modellierung vieler Einzelarten technisch unmöglich ist, war aber für einzelne taxonomische Gruppen unabdingbar, da die Datenlage zur Erstellung von Nischenmodellen für Einzelarten unzureichend war.

Zur Prognose der zukünftigen Verbreitung von Gruppen (ökologisch, taxonomisch) in Rheinland-Pfalz wurde das für eine Gruppe ermittelte multiple Regressionsmodell auf die zukünftigen Umweltdaten angewendet. Dabei blieben wie bei den Einzelarten-Modellen die Daten zur Landnutzung, zur Topographie und zum Boden im Vergleich zur Gegenwart wieder unverändert, während für das Klima die auf STAR basierenden Szenarien A1B-kalt-nass und A1B-warm-trocken für den Zeitraum 2044-2055 als zukünftige Szenarien angenommen wurden.

4.3.1 Modellierung der Biodiversität bestimmter taxonomischer Gruppen

Die Modellierung der gegenwärtigen Biodiversität von Rheinland-Pfalz und der sie determinierenden Klima- und Umweltfaktoren erfolgte analog zur Modellierung der ökologischen Nische einer Art, wobei hier nicht die Vorkommenswahrscheinlichkeit einer einzelnen Art, sondern die Anzahl der Arten in einem Messtischblatt (N) durch ein multiples Regressionsmodell erklärt wurde:

$$N = \beta_0 + \sum \beta_i x_i + \sum \beta_i x_i^2 \,. \qquad \text{(Gleichung 2)}$$

Die Betagewichte (β_i) drücken wieder die Stärke des Einflusses eines Umweltfaktors, hier auf die Artenanzahl (N) (statt der Vorkommenswahrscheinlichkeit einer Art), aus.

Zur Erstellung dieser Biodiversitätsmodelle wurden für insgesamt fünf Tier- und Pflanzengruppen (Amphibien, Reptilien, Heuschrecken, Farne und Gefäßpflanzen, Moose) die Zahl der Arten für jedes Messtischblatt in Rheinland-Pfalz und Baden-Württemberg aus den obengenannten Quellen (s. 4.1) erhoben. Die für jede taxonomische Gruppe für Rheinland-Pfalz berechneten multiplen Regressionsmodelle wurden mit den jeweiligen analogen Da-

tensätzen aus Baden-Württemberg extern validiert. Dies bedeutet, dass jedes Modell auf die in Baden-Württemberg vorkommenden Umweltfaktordatensätze angewendet wurde, um die jeweilige Artenzahl der taxonomischen Gruppe zu prognostizieren. Die prognostizierten Artenzahlen wurden dann mit den tatsächlichen Artenzahlen jedes Messtischblatts in Baden-Württemberg korreliert. Ein hoher positiver Korrelationskoeffizient bedeutet, dass die vom Modell prognostizierte und die empirische Artenzahl gut übereinstimmen, und deutet auf eine hohe Modellgüte hin.

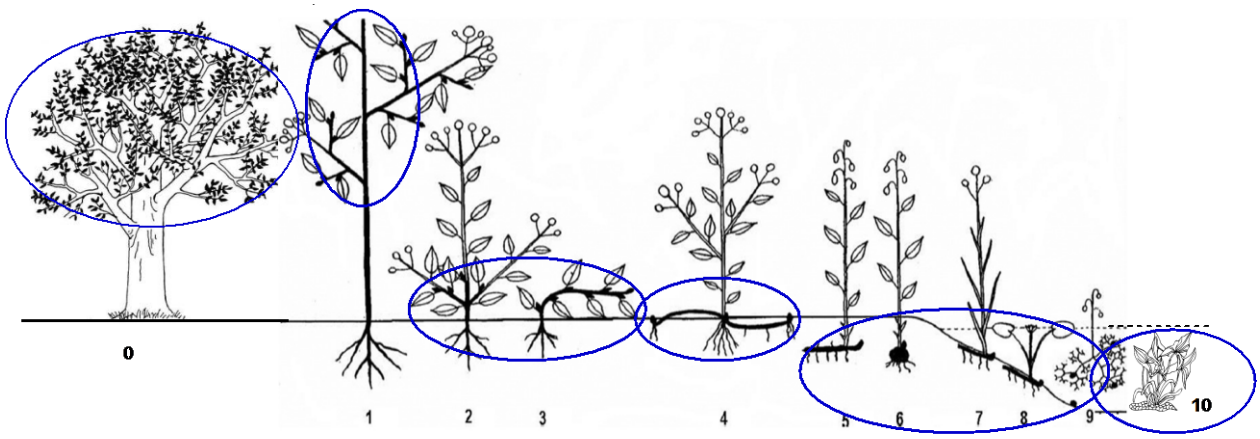
Eine detaillierte Beschreibung der verwendeten statistischen Methode zur Erklärung der räumlichen Verteilung der Biodiversität dieser fünf taxonomischen Gruppen in Rheinland-Pfalz und zur Validierung der Modelle findet sich in BUSE & GRIEBELER (2012).

4.3.2 Ökologische Typen

Gewinner und Verlierer des Klimawandels zeigen häufig bestimmte Merkmalskombinationen in ihren ökologischen Eigenschaften und ihrem Lebenszyklus. So reagieren Arten mit einem engen Toleranzbereich hinsichtlich eines Umweltfaktors stärker negativ auf Umweltänderungen als Arten mit einem breiten Bereich. Spezialisten hinsichtlich der Nahrung, des Temperatur- oder Niederschlagsoptimums usw. sind daher stärker durch Änderungen in diesen Umweltfaktoren gefährdet als Generalisten, die ein breites Spektrum an Nahrung, Temperatur oder Niederschlag tolerieren können. Arten, die z. B. während ihres Lebens viele sehr spezialisierte Habitate zur Entwicklung benötigen, sind ebenfalls gefährdeter unter sich ändernden Umweltbedingungen als Generalisten. Die Identifizierung von Merkmalskombinationen, die Arten zu Gewinnern oder Verlierern des Klima- und Landschaftswandels werden lassen, erlaubt Prognosen zum Schicksal von anderen Arten ihrer taxonomischen Gruppe. Insbesondere erlaubt, sie mögliche in Zukunft einwandernde Arten zu identifizieren.

RAUNKIAER (1934, 1937) hat in den 1930er Jahren Gefäßpflanzen gemäß ihrer Toleranz gegenüber Klimafaktoren charakterisiert. Die beobachtete Variabilität in der Lage von Überwinterungsknospen von Gefäßpflanzen auf globaler geographischer Ebene spiegelt deren Temperaturtoleranz wieder (Abb. 4.2). TAUTENHAHN et al. (2008) konnten zeigen, dass die Samenmasse von Gefäßpflanzen auf regionaler Ebene mit der Bodenfeuchte negativ korreliert. Auf globaler geographischer Ebene ist die Blattanatomie eine Folge der Anpassung von Pflanzen an die Verfügbarkeit von Wasser und damit an den Niederschlag (MENG et al. 2009). Die Blattanatomie korreliert zudem mit der Ausgeprägtheit des Wurzelsystems der Pflanze (KLOTZ et al. 2002), was wiederum widerspiegelt, welchen Aufwand eine Pflanze zur Deckung ihres Wasserbedarfs treiben muss. Basierend auf der Blattanatomie können sukkulente, skleromorphe, mesomorphe, hygromorphe, helomorphe und hydromorphe Typen klassifiziert werden, die sich in der Dicke der Epidermis, Cuticula, Anzahl Stomata und Leitbündelanzahl und –dicke unterscheiden (Abb. 4.3). Daher haben wir untersucht, ob die geographische Verteilung von Lebensraumtypen (Temperatur) und Pflanzen mit bestimmten Blattanatomietypen (Niederschlag) in Süddeutschland variiert und durch welche Umweltfaktoren diese Variabilität erklärt werden kann. Hierzu haben wir für jedes Messtischblatt in Süddeutschland bestimmt, wie viele Arten eines Lebensformtyps bzw. Blattanatomietyps dort zu

finden sind. Die Daten zur Verbreitung von Pflanzenarten auf Messtischblattebene in Gesamtdeutschland und zur Charakterisierung der Arten wurden den beiden Datenbanken FLORKART (www.floraweb.de) und BIOFLOR (KLOTZ et al. 2002) entnommen. Analog zur Modellierung der Biodiversität der fünf taxonomischen Gruppen wurde für jeden Lebensform- und Blattanatomietyp ein multiples Regressionsmodell erstellt. Dieses erklärt und prognostiziert die Anzahl der Arten eines Lebensform-/Blattanatomietyps in einem Messtischblatt aus dessen Klima- und anderen Umweltdaten.



0: Therophyten; 1: Phanerophyten; 2,3: Chaemophyten;
4: Hemikryptophyten; 5-9: Kryptophyten; 10: Hydrophyten

Abb. 4.2: Lebensformtypen nach RAUNKIAER (1934, 1937). Seine Klassifizierung der Pflanzen bezieht sich auf die Lage der Überdauerungsknospen (blau). Quelle: http://en.wikipedia.org/wiki/File:Raunkiaer1907-life_forms-small.jpg, modifiziert.

Zur Identifizierung von Merkmalskombinationen, die Gewinner von Verliererarten des Klima- und Landschaftswandels unterscheiden, planten wir zu Beginn des Projektes die für die Arten der verschiedenen Tiergruppen erstellten ökologischen Nischenmodelle hinsichtlich dieser Fragestellung statistisch auszuwerten (Metaanalyse). Für Heuschrecken konnte diese Metaanalyse von Merkmalskombinationen auf der Basis der entwickelten Nischenmodelle durchgeführt werden. Bei den Tagfaltern, Käfern, Amphibien und Reptilien hingegen war dieser Ansatz aufgrund der geringen Stichprobengröße (Artenzahl) nicht möglich. Die Gründe hierfür waren sehr unterschiedlich und wurden bereits weiter oben diskutiert.

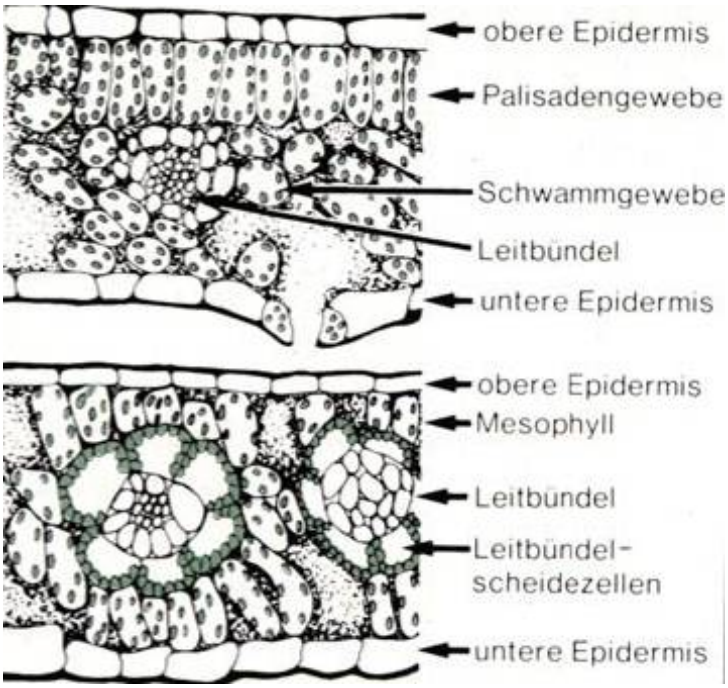


Abb. 4.3: Blattanatomie. Oben: Querschnitt ohne Leitbündel. Unten: Querschnitt mit Leitbündeln. Quelle: http://www.bio.vobs.at/botanik/b-photosynthese-4.htm.

Da die Tagfalter eine wichtige Indikatorgruppe im Naturschutz darstellen, haben wir für sie einen zu den Gefäßpflanzen analogen Merkmalskombinations-basierten Modellierungsansatz gewählt. Für diese Analyse war die Datengrundlage SCHULTE et al. (2007). In diesem Atlas ist die Veränderung der Verbreitung aller Tagfalterarten (N=137) zwischen 1950 und 2006 in der Pfalz und damit nur auf einer kleinen Fläche von Rheinland-Pfalz auf Messtischblattebene dokumentiert. Für alle Tagfalterarten wurde zunächst ermittelt, ob und ggf. in welche Richtung sie während dieses Zeitraums Veränderungen in Areal- und Populationsgrößen gezeigt haben. Es wurden dann verschiedene biologische Kriterien festgelegt, die eine Klassifizierung der Tagfalterarten, die in der Pfalz bodenständig sind, erlauben. Für die Menge der Merkmalskombinationen, die die bodenständigen Tagfalterarten aufwiesen, wurde eine Hauptkomponentenanalyse berechnet. Mit diesem statistischen Verfahren konnten die Kriterien ermittelt werden, die maßgeblich die Variabilität in den Merkmalskombinationen unter den bodenständigen Tagfaltern (jede Tagfalterart entspricht einer Merkmalskombination) bestimmen. Weiterhin wurde statistisch getestet, ob Gewinner und Verlierer unterschiedliche Merkmalskombinationen aufweisen.

5 Ergebnisse und Diskussion

Ziel des Moduls Biodiversität war es, Effekte, Risiken und Chancen des Klimawandels in Rheinland-Pfalz aufzuzeigen, um auf dieser Basis mögliche Anpassungsoptionen für den Naturschutz zu entwickeln. Dieses Ziel wurde von uns in drei größeren Arbeitsschritten erreicht

(1) Erklärung der heutigen Verteilung der Artenvielfalt in Rheinland-Pfalz und die Bedeutung von Klimafaktoren (Abschnitte 5.1 und 5.2)

(2) Prognose der zukünftigen möglichen Verteilung von Einzelarten und der Diversität von taxonomischen Gruppen in Rheinland-Pfalz (Abschnitte 5.1 bis 5.5) und

(3) Entwicklung von Anpassungsmaßnahmen für den Natur- und Artenschutz (Abschnitt 5.6).

Die erhaltenen Ergebnisse werden in den folgenden Abschnitten vorgestellt und diskutiert.

5.1 Heutige Verteilung der Artenvielfalt in Rheinland-Pfalz und die Bedeutung von Klimafaktoren

Klima- und Landnutzungswandel kann zur regionalen Verdrängung und zum Aussterben von Pflanzen- und Tierarten führen, was eine Verantwortung zum Erhalt von Arten impliziert, wenn dieser Wandel vor allem anthropogen verursacht wird. Die Funktion von Ökosystemen ist möglicherweise an eine kritische Mindestzahl von Arten oder funktionellen Einheiten gebunden. Eine hohe Artenvielfalt erhält deshalb potenziell Anpassungsmöglichkeiten von Ökosystemen an veränderte Umweltbedingungen. Daher haben wir im ersten Arbeitsschritt regionale Muster in der Verteilung der Artenvielfalt in Rheinland-Pfalz (Abb. 5.1) untersucht (BUSE & GRIEBELER 2012).

Wir erwarteten kontrastierende Verteilungsmuster und unterschiedliche Einflussparameter für jede taxonomische Gruppe aufgrund ihrer unterschiedlichen ökologischen Eigenschaften.

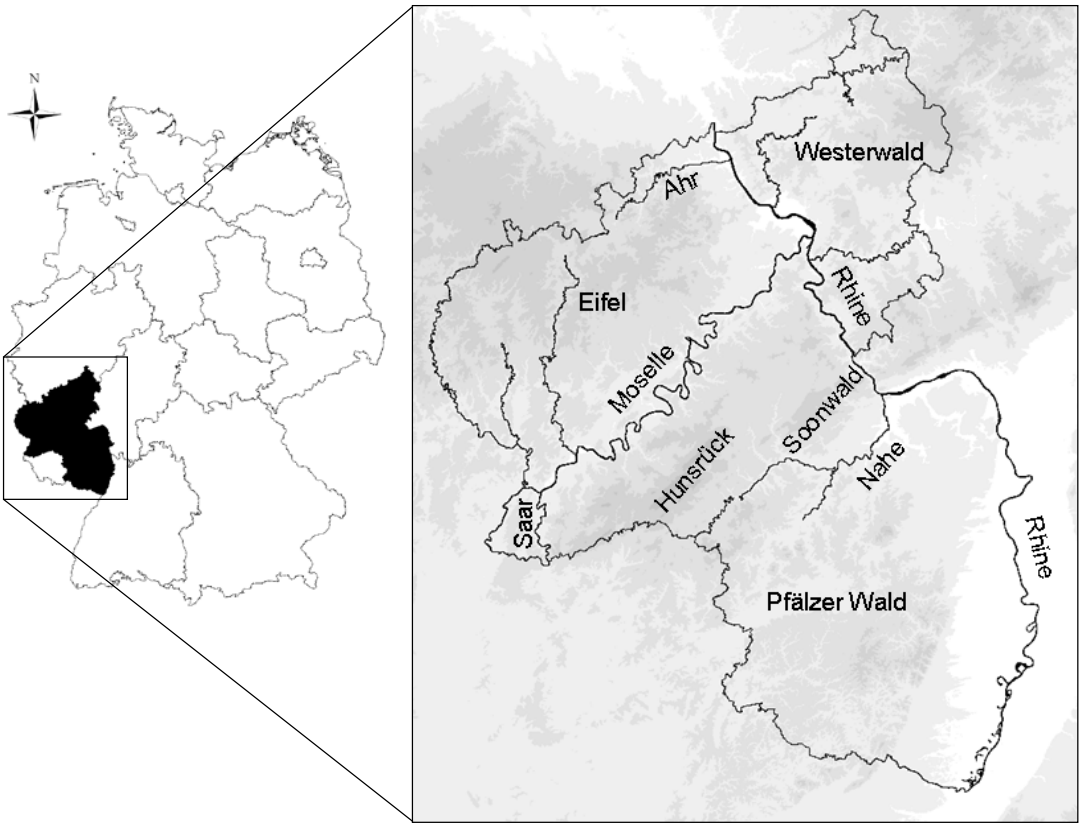


Abb. 5.1: Übersichtskarte des Untersuchungsgebietes Rheinland-Pfalz mit Kennzeichnung wichtiger Flüsse und Gebirgszüge.

Die Zahl der Amphibienarten variiert von 5 bis 16 (Mittel=10,4) pro Messtischblatt (MTB) in Rheinland-Pfalz. Die Zahl der Reptilienarten schwankt zwischen 2 und 8 Arten (Mittel=5,4) pro MTB, und bei den Heuschrecken konnten zwischen 8 und 48 Arten (Mittel=26,5) pro MTB in Rheinland-Pfalz gezählt werden. Mit im Mittel 728,2 Arten pro MTB (181 bis 1180) sind die Gefäßpflanzen weitaus zahlreicher vertreten als alle anderen analysierten Gruppen. Bei den Moosen wurden zwischen 63 und 400 Arten (Mittel=226) pro MTB gezählt.

Wir konnten drei **Zentren der Artenvielfalt** bei den Amphibien identifizieren (Abb. 5.2): Westerwald, Unteres Nahetal, Oberrheintal. Das Mittelrheintal ist neben Teilen des Soonwaldes und des Nahetals ein Zentrum der Artenvielfalt für Reptilien. Die Artenvielfalt der Heuschrecken in Rheinland-Pfalz nimmt von Norden nach Süden hin zu. Ausnahmen bilden die größeren Flusstäler (Rhein, Mosel, Nahe), in denen eine für die jeweilige Region erhöhte Artenvielfalt zu verzeichnen ist. Unabhängig davon ist die Pfalz ein Zentrum der Vielfalt bei Heuschrecken. Die Gefäßpflanzenartenvielfalt konzentriert sich im Mittelrheintal und in einer schwächeren Ausprägung im Nahetal und dem Unteren Saartal. Die Verteilung der Moosarten zeigt zwei distinkte Zentren mit besonders hohen Artenzahlen, die beide in den Mittelgebirgsregionen von Rheinland-Pfalz liegen. Neben den nördlichen Bereichen der Eifel bilden der südliche Hunsrück, die Naheregion und die Saar-Nahe-Berge mit Teilen des Pfälzerwaldes ein zusammenhängendes Zentrum der Moosartenvielfalt.

Die Artenvielfalt aller getesteten taxonomischen Gruppen korrelierte paarweise signifikant. Während Amphibien und Reptilien nur eine schwache Korrelation zeigten, waren insbesondere Heuschrecken- und Pflanzenartenvielfalt stark miteinander korreliert (Tab. 5.1). Heuschrecken scheinen eine gute Indikatorgruppe für die gemeinsame Artenvielfalt aller analysierten Gruppen auf regionaler Ebene zu sein (r=0.716, p<0.001, Spearman's Rang-Korrelation). Dieser Zusammenhang bestätigte sich auch für Baden-Württemberg (Tab. 5.1).

Tab. 5.1: Spearmansche Rang Korrelationen für die Artenzahl im MTB verschiedener taxonomischer Gruppen in Rheinland-Pfalz (Modellregion) und Baden-Württemberg (die angrenzende Region für die Modellevaluation). Daten wurden arcsin-transformiert. *** p<0.001, ** p<0.01, * p<0.05, n.s.=nicht signifikant.

Rheinland-Pfalz	Alle anderen Arten[a]	Amphibien	Reptilien	Heuschrecken	Gefäßpflanzen
Amphibien	0.455***	-			
Reptilien	0.420***	0.187*	-		
Heuschrecken	0.716***	0.489***	0.452***	-	
Gefäßpflanzen	0.678***	0.450***	0.365***	0.684***	-
Moose	0.452***	0.219 **	0.348***	0.393***	0.421***
Baden-Württemberg					
Amphibien	0.431***	-			
Reptilien	0.467***	0.333***	-		
Heuschrecken	0.514***	0.345***	0.387***	-	
Gefäßpflanzen	0.275***	0.417***	0.030 n.s.	0.323***	-
Moose	0.282***	0.005 n.s.	0.440***	0.186**	0.007 n.s.

a kombinierte Artenvielfalt aller anderen untersuchten taxonomischen Gruppen

Die für jede Gruppe gleich gewichtete Gesamtartenvielfalt nimmt deutlich von Norden nach Süden hin zu, ist aber in den Tälern der größeren Flüsse generell höher als in den umgebenden Regionen. Die Modelle erklären zwischen 34% und 73% der beobachteten Variabilität in der Artenvielfalt für die untersuchten taxonomischen Gruppen. Klimavariablen spielen offensichtlich besonders für Amphibien, Heuschrecken und Moose eine wichtige Rolle. Für die regionale Häufigkeit von Reptilien und Gefäßpflanzen sind sie aber weniger wichtig.

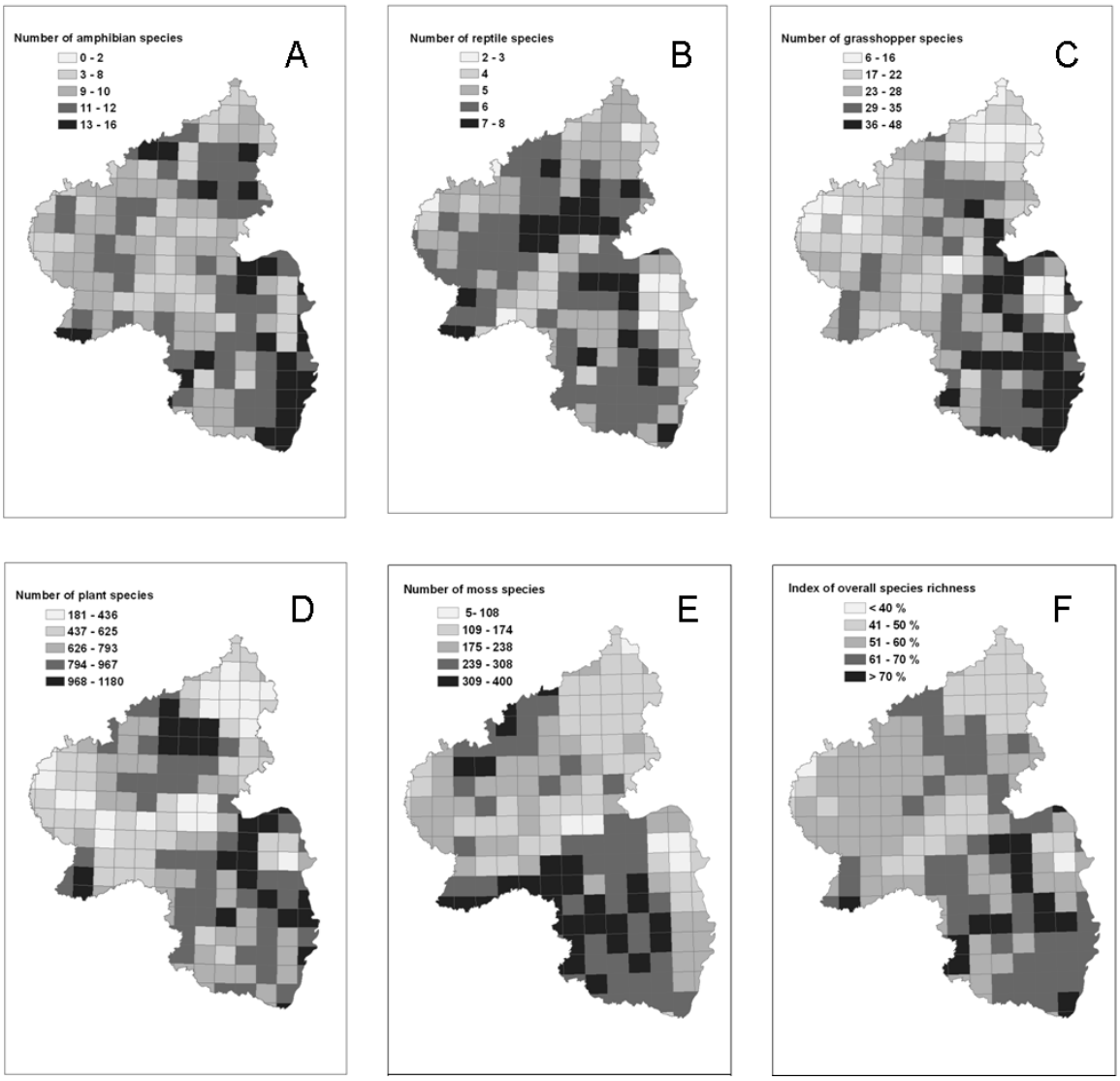


Abb. 5.2: Artenvielfalt von Amphibien (A), Reptilien (B), Heuschrecken (C), Gefäßpflanzen (D), Moose (E) und die gewichtete Gesamtartenvielfalt der getesteten Gruppen in Rheinland-Pfalz (F). Als räumliche Auflösung wurde die Einteilung der Messtischblätter (TK25) gewählt.

Für alle analysierten taxonomischen Gruppen konnte eine **Abhängigkeit von Klimaparametern** gezeigt werden (BUSE & GRIEBELER 2012). Beispielsweise beeinflussen steigende Temperaturen die Artenzahl von Amphibien, Heuschrecken und Gefäßpflanzen positiv (Abb. 5.3). Moose hingegen scheinen bei niedrigen Januartemperaturen ihre maximale Artenzahl zu erreichen. Die höchsten Moosartenzahlen (<350 Arten pro MTB) wurden in Regionen zwischen 650 und 1100 mm Niederschlag beobachtet (Abb. 5.3). Außerhalb dieser Intervalle sinkt die Artenzahl der Moose. Reptilien erreichen bei sinkenden Jahresniederschlägen eine größere Artenzahl auf regionaler Ebene. Klimavariablen bestimmen die räumliche Verteilung der Artenvielfalt in Rheinland-Pfalz wesentlich mit. Im Vergleich zu früheren Studien, die auf einer vergleichbaren räumlichen Auflösung für z. T. die gleichen taxonomischen Gruppen durchge-

führt wurden, konnten ähnlich starke Einflüsse von Klimavariablen für die Verteilung der Artenvielfalt festgestellt werden (vgl. MAES et al. 2005, SCHOUTEN et al. 2009). Allerdings variieren die Einflüsse im Vergleich mit den anderen Studien erheblich, was durch unterschiedliche Vorauswahlen von möglichen Prädiktorvariablen der Modelle hervorgerufen worden sein kann (für diese Studie vgl. Tab. A2 im Anhang).

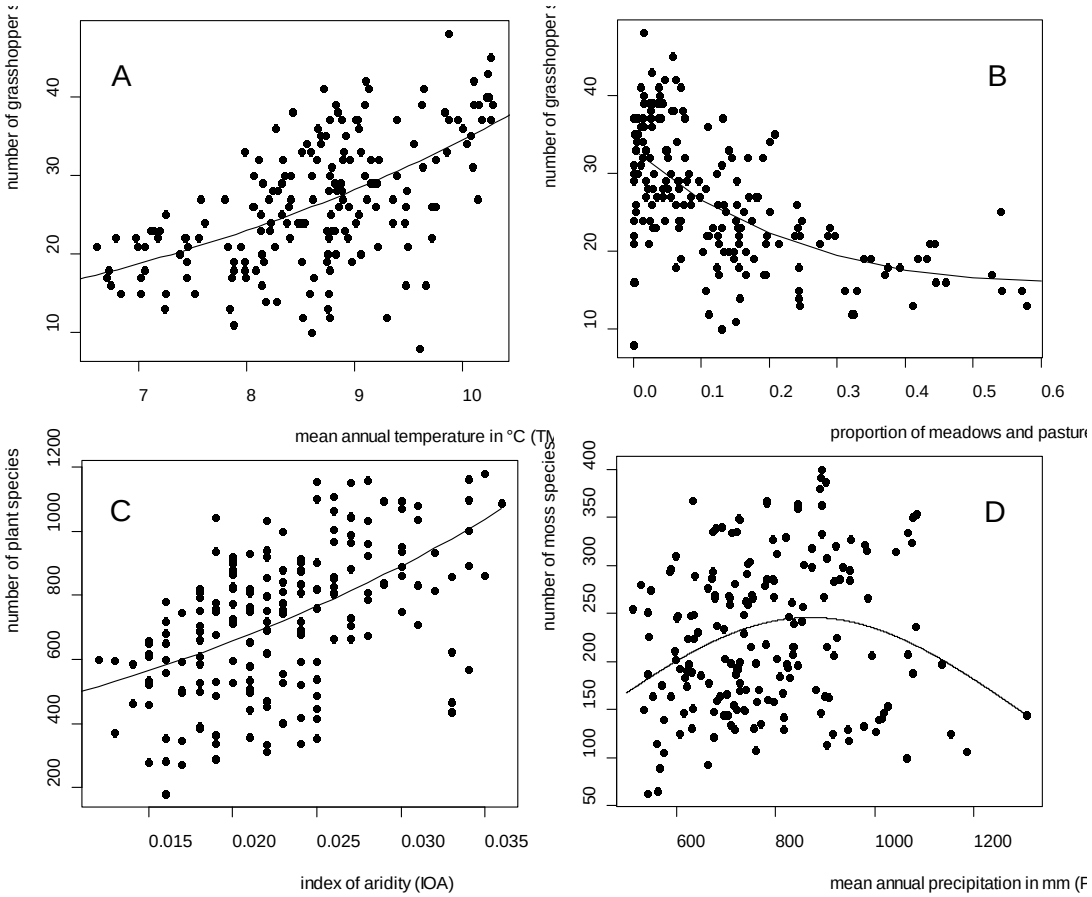


Abb. 5.3: Korrelationen der Artenvielfalt für verschiedene Taxa mit Umweltvariablen in Rheinland-Pfalz. N=184 MTB-Zellen. A) Zahl der Heuschreckenarten und Jahresmitteltemperatur, GLM, ca. 32% erklärte Varianz, p<0.001, B) Zahl der Heuschreckenarten und Flächenanteile von Intensivgrünland, GLM, ca. 36% erklärte Varianz, p<0.001, C) Zahl der Gefäßpflanzenarten und Aridität, GLM, 23% erklärte Varianz, p<0.001, D) Zahl der Moosarten und Mittlere Jahresniederschlagssummen, GLM, 6% erklärte Varianz, p<0.01.

Die Modelle zur Artenvielfalt aller taxonomischen Gruppen wurden positiv an einem analogen Datensatz für Baden-Württemberg evaluiert. Beobachtete und vorhergesagte Artenzahlen in Baden-Württemberg waren signifikant für alle analysierten taxonomischen Gruppen miteinander korreliert (zwischen r=0.646 und r=0.758, p<0.001, Spearmansche Rang Korrelation). Somit erreichen die zentralen Aussagen unserer Modelle eine über die Region Rheinland-Pfalz hinausgehende Bedeutung für die Verteilung regionaler Artenvielfalt.

5.2 Klimawandel bedingte aktuelle Veränderungen des Verbreitungsgebietes von Tier- und Pflanzenarten in Rheinland-Pfalz

Die seit den 1950er Jahren beobachtete Erwärmung hat sehr wahrscheinlich Spuren im Verbreitungsbild einiger Tier- und Pflanzenarten hinterlassen. Dabei sollten vor allem mediterran verbreitete Arten von der Verringerung der Anzahl der Frosttage und der größeren Zahl warmer Frühlingstage (vgl. MINISTERIUM FÜR UMWELT, FORSTEN UND VERBRAUCHERSCHUTZ RHEINLAND-PFALZ 2007) profitiert haben. Am Beispiel der Heuschrecken und Fangschrecken lassen sich mehrere Arten identifizieren, die in den letzten Jahren und Jahrzehnten eine deutliche Arealerweiterung in Rheinland-Pfalz und Deutschland vollzogen haben (u.a. *Metrioptera roeselii*, *Phaneroptera falcata*, *Oecanthus pellucens*) bzw. deren Bestände von trocken-warmen Sommern profitiert haben (vgl. SCHULTE 1992, DETZEL 1998, HOCHKIRCH 2001). Die Südliche Eichenschrecke (*Meconema meridionale*) kommt seit Mitte der 1960er Jahre in Deutschland vor und zeigt seitdem eine starke Ausbreitungstendenz (SCHULTE 1990). Ursprünglich ein adriatomediterranes Faunenelement (DETZEL 1998), finden sich heute Vorkommen im Rheintal, dem Ruhrgebiet und bis nach Bremen (GRÜNITZ & HOCHKIRCH 2007).

Eine ähnliche Tendenz lässt sich für die Gottesanbeterin (*Mantis religiosa*) zeigen, deren nördliche Verbreitungsgrenze gegenwärtig durch Rheinland-Pfalz verläuft. Die Art ist in den letzten 300 Jahren nie ganz in Deutschland ausgestorben. So gibt es Nachweise von 1756 aus dem Frankfurter Raum. Von 1900 bis etwa 1950 finden sich allerdings nur wenige Nachweise der Gottesanbeterin in Deutschland. Seit den 1980er Jahren werden verstärkt neue Funde aus dem Moselraum und der Oberrheinebene gemeldet, wo sich die Art seitdem moselabwärts und ins Saarland sowie ausgehend von der Oberrheinebene nordwärts entlang des Rheins ausbreitet (BRECHTEL et al. 1996, EHRMANN 2003). Es wird von den Autoren vermutet, dass dies durch aufeinander folgende klimatisch besonders günstige Jahre hervorgerufen wird. Die genauen klimatischen Ursachen sowie die Geschwindigkeit dieser Arealerweiterung sind bisher weitgehend unbekannt und wurden durch MICZAJKA (2011) untersucht. Neben einer zunehmenden klimatischen Eignung für mediterran verbreitete Arten durch trockene und warme Sommer spielt für einige Arten die anthropogene Verschleppung eine wesentliche Rolle bei der Erweiterung des besiedelten Areals (z. B. *Meconema meridionale, Mantis religiosa*).

Auch die in den letzten 30 Jahren über die Rheinschiene beobachtete Einwanderung des Florentiner Prachtkäfers *Coraebus florentinus* (Herbst, 1801) (Coleoptera: Buprestidae) kann gut durch klimatische Faktoren erklärt werden (BUSE et al., in Revision). Der Käfer entwickelt sich in den Ästen und Jungpflanzen von Eichen (*Quercus* spp.). Wir haben untersucht, welche abiotischen Faktoren das gegenwärtige Verbreitungsbild in Deutschland bestimmen. Zwei unabhängige statistische Verfahren zeigen, dass vor allem die monatlichen Temperaturmaxima den nördlichen Arealrand eingrenzen. Die Vorkommenswahrscheinlichkeit steigt, wenn die maximalen Märztemperaturen höher als 10°C liegen. Wir können zeigen, dass die klimatischen Bedingungen in Südwestdeutschland sich seit den 1950er Jahren stetig für den

Käfer verbessert haben und sich der nördliche Arealrand wahrscheinlich deshalb weiter nach Norden bewegt hat (vgl. auch BRECHTEL & NIEHUIS 2010).

Systematische und umfassende Untersuchungen zur Veränderungen von Arealen von Farn- und Blütenpflanzen in Rheinland-Pfalz gibt es bislang nicht. Eine zentrale Fragestellung, ob sich der Klimawandel bereits heute im Auftreten und der Ausbreitung von Arten in Rheinland-Pfalz widerspiegelt, lässt sich daher nur in Einzelfällen beantworten und diskutieren. Neben der fehlenden Datenaktualisierung kommt noch die Tatsache hinzu, dass besonders der Arealrückgang neben den potentiellen klimatischen Faktoren meist in der Änderung der Landnutzungsfaktoren begründet liegt. In Rheinland-Pfalz und auch in den anderen Bundesländern weisen vier submediterran bis mediterran verbreitete Orchideenarten eine deutliche Arealausdehnung auf. Die Ausbreitung der Bocks-Riemenzunge (*Himantoglossum hircium*), vom Ohnsporn (*Aceras anthopophorum*), der Pyramiden-Hundswurz (*Anacamptis pyramidalis*) und der Bienen-Ragwurz (*Ophrys apifera*) ist in Rheinland-Pfalz durch aktuelle Daten relativ gut belegt. Für die Ausbreitung der Arten spielen vermutlich geänderte klimatische Bedingungen eine entscheidende Grundlage. Allen vier untersuchten Arten ist gemeinsam, dass sie bereits im Spätherbst eine oberirdische Rosette bilden und daher gegenüber strengen Wintern und Früh- und Spätfrösten besonders empfindlich sind. Eine Reihe von milden Wintern hat die Ausbreitung vermutlich begünstigt, während vor allem einzelne Spätfröste die Anzahl blühender Pflanzen an isolierten Vorposten oder kleineren Beständen stark dezimieren kann. Als weitere stark expansive Art wurde noch der Schöne Pippau (*Crepis pulchra*) betrachtet. Wurde die Art von 1950 bis heute in 13 Messtischblatt-Rastern kontinuierlich nachgewiesen, gelangen seit 1990 allein für 32 Messtischblatt-Raster Neufunde. Gründe für diese Ausbreitung sind bislang nicht bekannt, als mediterran verbreiteter Therophyt mit hohen Wärmeansprüchen könnten die klimatischen Veränderungen aber eine wesentliche Ursache hierfür sein.

Der Pyramiden-Günsel (*Ajuga pyramidalis*), die Arnika (*Arnica montana*) und die Grüne Hohlzunge (*Coeloglossum viride*) weisen als präalpide bzw. nordisch-präalpide Arten einen besonders starken Rückgang in Rheinland-Pfalz auf. Dieser liegt vor allem in den Lebensraumveränderungen und –zerstörungen begründet, der Rückgang erfolgte bereits seit der Mitte des 20. Jahrhunderts. Unsere Verbreitungsmodelle zeigen für alle 3 Arten einen stark negativen Einfluss von hohen mittleren Sommer- oder Jahrestemperaturen. Da seit den 1950er Jahren neben den Veränderungen im Lebensraum auch eine klimatische Erwärmung in Rheinland-Pfalz feststellbar ist (vgl. MINISTERIUM FÜR UMWELT, FORSTEN UND VERBRAUCHERSCHUTZ RHEINLAND-PFALZ 2007), lassen sich klimatische Einflüsse auf den Rückgang dieser Pflanzenarten zumindest nicht ausschließen. Eine ursächliche Beziehung zwischen Rückgangstendenzen und klimatischen Veränderungen ist für die meisten Arten nicht belegbar.

5.3 Einfluss von Klimaparametern auf die heutige und die potentiell zukünftige Verbreitung von Tier- und Pflanzenarten in Rheinland-Pfalz

Zur Prognose der zukünftigen möglichen Verteilung von Einzelarten in Rheinland-Pfalz wurden von uns insgesamt 79 ökologische Nischenmodelle erstellt (Tab. 5.2). Es wurden insgesamt 30 Tierarten und 49 Gefäßpflanzen im Rahmen der Arbeiten des Moduls Biodiversität modelliert. Die 30 modellierten Tierarten setzen sich wie folgt zusammen: 15 Heuschrecken, 5 Tagfalter, 1 Käfer, 6 Amphibien und 3 Reptilien. Nur für 5 der insgesamt 79 modellierten Arten hatte das Klima keinen oder nur einen geringen Einfluss (<15%, 7 Arten) auf die gegenwärtige Verbreitung. Für die 30 Tierarten (49 Pflanzenarten) konnte für 3 (2) Arten kein Einfluss des Klimas auf die Verbreitung und nur ein geringer Einfluss bei 4 (3) Arten beobachtet werden. Die Auswahl der modellierten Arten (obwohl sie stark durch die Verfügbarkeit von Verbreitungsdaten limitiert war, vgl. Kap. 4) haben wir als Zufallsstichprobe der rheinland-pfälzischen Biodiversität interpretiert und der Erstellung von Empfehlungen für Anpassungsmaßnahmen für den Natur- und Artenschutz zugrunde gelegt. Karten zur gegenwärtigen Verbreitung und zur zukünftigen Habitateignung zu allen modellierten Arten finden sich im Anhang dieses Berichtes. Ebenso findet sich dort der komplette Botanische Bericht der von Herrn Dipl. Biol. Jörg Hilgers im Rahmen eines Werkvertrags erstellt wurde. Abschnitt 5.5 fasst die wichtigsten Ergebnisse seiner floristisch-vegetationskundlichen Untersuchung zusammen.

Tab. 5.2 Überblick über erstellte Nischenmodelle für Heuschrecken, Tagfalter, Käfer, Amphibien, Reptilien, und Gefäßpflanzenarten mit Angabe der erklärten Varianz und der Modellgüte. Außerdem wird angegeben, welchen Anteil Klimaparameter im jeweiligen Modell an der Erklärung der Gesamtvarianz besitzen (hierarchische Partitionierung). Nagelkerke's R^2_N und AUC wurden durch ein 1000faches bootstrapping bestimmt. * für diese Arten wurden Klimavariablen mit monatlicher Auflösung getestet

Arten	R^2_N final model before bootstrapping	R^2_N final model after bootstrapping	AUC after bootstrapping	CCR (pfair)	Independent contribution of climate	Prevalence (total=1440 grid squares)
Heuschrecken						
Aiolopus thalassinus	0.674	0.672	0.988	96%	100%	n=27
Barbitistes constrictus	0.614	0.601	0.953	90%	64%	n=153
Calliptamus italicus	0.313	0.291	0.913	85%	42%	n=31
Chorthippus apricarius	0.316	0.300	0.817	76%	56%	n=282
Ephippiger ephippiger	0.523	0.499	0.959	89%	20%	n=46
Euthystira brachyptera	0.552	0.536	0.887	83%	64%	n=590
*Meconema meridionale**			0.910	85%	58%	n=65
Mecostethus parapleurus	0.435	0.421	0.906	84%	77%	n=78
Oecanthus pellucens	0.627	0.592	0.942	88%	31%	n=184
Oedipoda germanica	0.325	0.308	0.870	79%	22%	n=91
*Phaneroptera falcata**	0.415	0.406	0.842	77%	64%	n=529
Psophus stridulus	0.477	0.457	0.890	82%	56%	n=184
Sphingonotus caerulans	0.258	0.248	0.811	72%	87%	n=105
Tetrix bipunctata	0.244	0.240	0.766	68%	96%	n=355
Tettigonia cantans	0.371	0.364	0.808	72%	73%	n=611
Tagfalter						
Maculinea teleius	0.188	0.170	0.755	69%	0%	n=205
Maculinea nausithous	0.246	0.238	0.718	66%	21%	n=623
Maculinea arion	0.336	0.327	0.825	75%	14%	n=255
Lycaena dispar	0.357	0.332	0.860	77%	46%	n=144
Euphydrias aurinia	0.273	0.270	0.782	68%	62%	n=243
Käfer						
*Coraebus florentinus**	0.618	0.606	0.980	91%	93%	n=33
Amphibien						

Pelobates fuscus	0.400	0.383	0.849	76%	35%	n=312
Bufo viridis	0.331	0.319	0.823	74%	36%	n=296
Alytes obstetricans	0.487	0.474	0.876	80%	29%	n=393
Hyla arborea	0.231	0.215	0.741	70%	10%	n=816
Salamandra salamandra	0.356	0.349	0.812	74%	0%	n=910
Rana arvalis	0.207	0.190	0.755	68%	16%	n=223
Reptilien						
Lacerta bilineata	0.445	0.399	0.955	89%	9%	n=25
Coronella austriaca	0.293	0.289	0.778	71%	0%	n=768
Podarcis muralis	0.518	0.506	0.914	82%	20%	n=204
Gefäßpflanzen						
Acer monspessulanum	0.535	0.511	0.970	93%	15%	n=42
Aceras anthropophorum	0.241	0.230	0.810	71%	17%	n=99
Ajuga pyramidalis	0.337	0.301	0.873	77%	50%	n=41
Alchemilla glaucescens	0.306	0.300	0.794	72%	73%	n=390
Alchemilla monticola	0.487	0.473	0.860	78%	53%	n=761
Anacamptis pyramidalis	0.280	0.272	0.813	75%	11%	n=191
Antennaria dioica	0.272	0.270	0.761	68%	100%	n=654
Apium repens	0.210	0.165	0.832	76%	38%	n=63
Arabis sp.	0.365	0.347	0.910	83%	6%	n=30
Arnica montanum	0.378	0.372	0.810	73%	41%	n=573
Asplenium ceterach	0.326	0.312	0.851	76%	27%	n=144
Aster linosyris	0.440	0.422	0.900	81%	45%	n=163
Bromus grossus	0.266	0.243	0.906	79%	0%	n=14
Carex davallina	0.535	0.530	0.880	81%	66%	n=534
Carex limosa	0.520	0.511	0.910	84%	47%	n=160
Carex pauciflora	0.670	0.662	0.970	92%	68%	n=116
Carex pulicaris	0.312	0.312	0.790	72%	43%	n=374
Centaurea montana	0.371	0.365	0.833	75%	35%	n=328
Coeloglossum viride	0.367	0.342	0.843	75%	40%	n=187
Cypripedium calceolus	0.363	0.362	0.829	75%	56%	n=356
Dactylorhiza traunsteineri	0.117	0.113	0.676	62%	19%	n=992
Dictamnus albus	0.377	0.375	0.894	81%	62%	n=123
Gagea bohemica	0.465	0.434	0.942	86%	18%	n=21

Geranium sylvaticum	0.331	0.319	0.800	72%	47%	n=484
Gladiolus palustris	0.401	0.359	0.925	86%	42%	n=33
Helleborus viridis	0.409	0.403	0.868	78%	23%	n=252
Himantoglossum hircinum	0.243	0.230	0.816	74%	14%	n=145
Jurinea cyanoides	0.431	0.410	0.977	93%	52%	n=14
Lindernia procumbens	0.248	0.206	0.847	76%	13%	n=22
Liparis loeselii	0.469	0.453	0.898	79%	29%	n=90
Luronium natans	0.456	0.453	0.916	87%	47%	n=87
Marsilea quadrifolia	0.320	0.319	0.899	79%	100%	n=21
Melica ciliata	0.379	0.358	0.857	78%	32%	n=204
Menyanthes trifoliate	0.232	0.222	0.743	67%	23%	n=840
Meum athamanticum	0.424	0.410	0.909	84%	30%	n=87
Orobanche arenaria	0.366	0.355	0.870	79%	31%	n=153
Ophris apifera	0.308	0.305	0.803	74%	7%	n=353
Ophrys insectifera	0.288	0.281	0.776	71%	0%	n=490
Phyteuma nigrum	0.368	0.366	0.810	73%	21%	n=775
Pseudorchis albida	0.565	0.547	0.951	88%	32%	n=85
Sorbus domestica	0.433	0.414	0.910	85%	14%	n=118
Spergula pentandra	0.355	0.330	0.938	84%	36%	n=18
Spiranthes aestivalis	0.537	0.509	0.969	94%	33%	n=35
Stipa pennata	0.467	0.437	0.940	84%	45%	n=52
Thesium pyrenaicum	0.257	0.246	0.808	74%	16%	n=149
Trientalis europaea	0.301	0.298	0.796	73%	38%	n=353
Trollius europaeus	0.569	0.566	0.895	81%	85%	n=512
Vaccinium uliginosum	0.568	0.565	0.910	84%	32%	n=301
Veronica dillenii	0.275	0.259	0.857	78%	37%	n=56

5.4 Einfluss von Klimaparametern auf die heutige und die potentiell zukünftige Verbreitung von ausgewählten Heuschrecken-, Tagfalter-, Käfer-, Amphibien- und Reptilienarten in Rheinland-Pfalz

5.4.1 Heuschrecken

Für 15 ausgewählte Heuschreckenarten wurden von uns Nischenmodelle erstellt. Diese erklären zwischen 24 und 67% der Variabilität des gegenwärtigen Vorkommens der jeweiligen Art in Süddeutschland (Tab. 5.2). Die Größe des Verbreitunsggebietes der untersuchten Art (Zahl der besetzten MTBs) hatte keinen Einfluss auf die durch die Modelle erklärte Varianz (Spearmanschen Rang Korrelation, r=-0.163, p=0.578). Somit konnten Arten mit kleinem Verbreitunsgebiet genauso gut modelliert werden wie häufigere Arten (vgl. GRENOUILLET et al. 2011). Klimavariablen waren in allen Modellen statistisch signifikant und trugen überdurchschnittlich zur Erklärung der Modelle bei (Median des unabhängigen Anteils von Klimavariablen im Modell = 67%). Neben den Klimavariablen besaß auch die Heterogenität der Landnutzung eine hohe Erklärung in den Modellen. Hier wurden für alle Arten ausschließlich positive Zusammenhänge zwischen Vorkommen und der Heterogenität der Landnutzung von uns identifiziert.

Unter den Klimavariablen waren besonders die mittlere Januartemperatur und der mittlere Sommerniederschlag in den Modellen vertreten. Die Vorkommenswahrscheinlichkeit von 7 Heuschreckenarten (*O. pellucens*, *S. caerulans*, *M. parapleurus*, *A. thalassinus*, *E. ephippiger*, *M. meridionale*, *P. falcata*) stieg mit ansteigenden Temperaturen (Tab. 5.3). Für 5 weitere Arten nahm die Vorkommenswahrscheinlichkeit mit ansteigenden Temperaturen aber ab (*T. bipunctata*, *C. apricarius*, *P. stridulus*, *B. constrictus*, *T. cantans*). Für die Vorkommen von 2 Heuschreckenarten (*C. italicus*, *O. germanica*) konnte keine signifikante Beziehung zu Temperaturvariablen auf MTB-Ebene gefunden werden. Die Vorkommenswahrscheinlichkeit von *E. brachyptera* zeigte ein Optimum bei 4°C mittlerer Jahrestemperatur und stieg mit ansteigendem Sommerniederschlag an. Weitere Zusammenhänge zwischen der Vorkommenswahrscheinlichkeit von Heuschreckenarten in Süddeutschland und erklärenden Umweltparametern sind in BUSE & GRIEBELER (2011) im Detail dargestellt.

Bei Annahme einer über die Zeit konstanten Bindung der Art an diese Klimavariablen (Nischenkonstanz) lassen sich mit den Nischenmodellen Projektionen für die zukünftige Habitateignung von Arten berechnen (vgl. Anhang). Zu den potentiellen Gewinnerarten zählen *A. thalassinus, E. ephippiger, M. parapleurus, M. meridionale, O. germanica* und *O. pellucens*, für deren Habitateignung im bereits besiedelten Areal und in der Fläche eine Zunahme projiziert wird. Für 5 Heuschreckenarten (*E. brachyptera*, *T. bipunctata*, *P. stridulus*, *B. constrictus*, *T. cantans*) wird eine Abnahme der Habitateignung mit veränderten Klimabedingungen projiziert. Eine im Vergleich zur heutigen Situation gleichbleibende Habitateignung wird für *P. falcata*, *C. italicus* und *C. apricarius* projiziert.

Zur Bewertung der Qualität der zukünftigen Habitateignungskarten für die Heuschreckenarten ist eine Gegenüberstellung der projizierten Vorkommenswahrscheinlichkeit für 2041-2055 mit dem gegenwärtigen beobachteten Bestandstrend interessant. Bei den Heuschreckenarten, für die Nischenmodelle in Süddeutschland erstellt wurden, ergeben sich im Vergleich vor und nach 1980 beobachtete Rasterverluste (=Bestandstrend) zwischen 0 und 76% (Tab. 5.3). Thermophile Heuschreckenarten, für die eine Zunahme aufgrund des Klimawandels erwartet wurde, waren ebenso stark von Bestandsverlusten betroffen wie kältetolerante Arten (Tab. 5.3). Das kann bedeuten, dass andere Einflussfaktoren, wie die Intensität und Art der Landnutzung, die Bestandsentwicklung der Heuschrecken stark beeinflusst haben. Ebenso könnten durch den Klima- und Landschaftswandel geänderte biotische Interaktionen, die z. B. die innerartliche Konkurrenz in Populationen erhöhen, sich negativ auf den Bestand von Populationen ausgewirkt haben (GRIEBELER & GOTTSCHALK 2010).

Tab. 5.3: Einfluss von Klimaparametern auf die derzeitige Verbreitung von Heuschreckenarten auf der Ebene von Messtischblättern in Süddeutschland (1980-2000). Getestet wurden mittlere Jahres- und Sommertemperaturen, die mittlere Temperatur des kältesten Monats sowie die Summe der Jahres- bzw. Sommerniederschläge: "+"=positiver linearer Zusammenhang, "-"=negativer linearer Zusammenhang, "²"=quadratischer Zusammenhang (Glockenkurve), "0"=kein Zusammenhang bzw. gleichbleibendes Areal. Dargestellt ist auch die beobachtete Bestandsentwicklung in den letzten Jahrzehnten in Deutschland geschätzt als Quotient der Anzahl besetzter Rasterzellen nach und vor 1980 (aus Maas et al. 2002). Zukünftige Trends zur Größe des Verbreitungsareals basieren auf der Anwendung von Nischenmodellen für Süddeutschland (vgl. BUSE & GRIEBELER 2011).

Art	Einfluss der Temperatur	Einfluss des Niederschlags	Derzeitiger Bestandstrend (Rasterverlust)	Zukünftiger Arealtrend Süddeutschland
Aiolopus thalassinus	+	0	50%	+
Barbitistes constrictus	²	-	46%	-
Calliptamus italicus	0	-	76%	0
Chorthippus apricarius	-	-	29%	0
Ephippiger ephippiger	+	0	32%	+
Euthystira brachyptera	²	+	12%	-
Meconema meridionale	+	0	0%	+
Mecostethus parapleurus	+	+	38%	+
Oecanthus pellucens	+	²	3%	+
Oedipoda germanica	0	²	52%	+
*Phaneroptera falcata**	+	-	2%	0
Psophus stridulus	²	0	55%	-
Sphingonotus caerulans	²	0	48%	+
Tetrix bipunctata	²	-	42%	-
Tettigonia cantans	-	²	14%	-

* Bei dieser Art wurden monatliche Temperatur- und Niederschlagswerte für die Zeitperiode 1990-2006 getestet.

Eine Erhöhung der Temperaturen während der Ei- und Larvalentwicklung führt wahrscheinlich bei den meisten Arten zu einer schnelleren Entwicklung bis zur fertigen Imago, was aber durch veränderte Niederschlagsverhältnisse und das Timing des Endes der Diapause (z. B. ist die Photoperiode invariant bzgl. des Klimawandels) zum Teil wieder ausgeglichen werden kann (vgl. GUO et al. 2009, GRIEBELER & GOTTSCHALK 2010).

5.4.2 Tagfalter

Es wurden von uns für 5 ausgewählte Tagfalterarten Nischenmodelle erstellt. Diese erklären zwischen 17 und 33% der Variabilität der gegenwärtigen Vorkommen der Arten in Süddeutschland (Tab. 5.2). Klimavariablen waren mit Ausnahme des Modells für *Maculinea teleius* in allen Modellen enthalten, dabei trugen Klimavariablen bis zu 62% zur Erklärung der Verbreitung der Art durch die Modelle bei. Die Vorkommenswahrscheinlichkeit von 2 Tagfalterarten (*Maculinea teleius*, *Lycaena dispar*) stieg mit ansteigenden mittleren Sommertemperaturen. Die letztgenannte Art profitiert offensichtlich auch von reich gegliederten Landschaften (vgl. Abb. 5.4). Für *Maculinea arion* wurde ein negativer Zusammenhang mit der mittleren Jahrestemperatur identifiziert. Für *Maculinea nausithous* zeigte sich eine maximale Vorkommenswahrscheinlichkeit bei -2°C mittlerer Januartemperatur. Bei *Euphydrias aurinia* konnte keine signifikante Beziehung zu Temperaturvariablen auf MTB-Ebene gefunden werden. Diese Art reagierte aber positiv auf ansteigende Sommerniederschläge. Für viele Tagfalterarten besteht eine enge Bindung an Wirtspflanzen für die Larven. Diese Bindung konnte auch auf MTB-Ebene für *Maculinea nausithous* bestätigt werden. Es bestand ein signifkant positiver Zusammenhang zwischen dem Vorkommen des Falters und dem Vorkommen der Larvalfutterpflanze *Sanguisorba officinalis* (univariate logistische Regression, $p<0.001$, $R^2=0.167$). Für *Maculinea teleius* konnte trotz ebenfalls bekannter Bindung an die gleiche Larvalfutterpflanze nur ein schwächerer, aber signifikant positiver Zusammenhang gefunden werden (univariate logistische Regression, $p<0.001$, $R^2=0.058$). Zwischen dem Vorkommen von *Maculinea arion* und dem Vorkommen der Larvalfutterpflanzen (*Origanum vulgare* und *Thymus pulegioides*) gab es zwar ebenfalls einen statistisch signifikanten positiven Zusammenhang. Dadurch wurden aber weniger als 5% der Varianz der Vorkommen erklärt (univariate logistische Regression, $p<0.001$, $R^2=0.029$ und $R^2=0.018$). Die Bindung und deren Stärke der verschiedenen Bläulingsarten an bestimmte Ameisenarten konnte von uns aufgrund fehlender Daten zur Verbreitung der Ameisenarten leider nicht getestet werden. Es wird aber ein zusätzlich erklärender Einfluss vermutet.

Unter der Annahme einer über die Zeit konstanten Bindung der Art an die Umweltvariablen (Nischenkonstanz) haben wir mit den von uns erstellten Nischenmodellen Projektionen für die zukünftige Verbreitung der Tagfalterarten berechnet. Die Projektion des Modells für den **Dunklen Wiesenknopf-Ameisenbläuling** (*Maculinea nausithous*) zeigte eine starke Abnahme der Habitateignung in Süddeutschland bis 2050, wobei unter einem warm-trockenen Szenario (STAR A1B) nur etwa 50% der durchschnittlichen heutigen Eignung pro MTB auftraten. Auch auf europäischer Skala konnte die gegenwärtige Verbreitung gut mit Klimaparametern erklärt werden (SETTELE et al. 2008). Die Projektion der zukünftigen Verbreitung bis 2050 zeigte eine Abnahme potentiell besiedelter Fläche zwischen 19% (BAMBU, full dispersal) und 54% (BAMBU, no dispersal). Ein Rückgang wird auch in weiten Teilen des deutschen Verbreitungsgebietes von SETTELE et al. (2008) projiziert. Insgesamt wurde *Maculinea nausithous* von den Autoren als Art mit einem extrem hohen Risiko durch Klimaänderungen kategorisiert. Ihre Einschätzung wird durch unser Modell gestützt.

Die Projektion unseres Modells für den **Hellen Wiesenknopf-Ameisenbläuling** (*Maculinea teleius*) zeigte eine Zunahme der Habitateignung in Süddeutschland bis 2050, wobei unter einem warm-trockenen Szenario (STAR A1B) eine leicht höhere Eignung pro MTB auftrat. Auf europäischer Skala konnte die gegenwärtige Verbreitung moderat mit Klimavariablen erklärt werden (SETTELE et al. 2008). Die Projektion der zukünftigen Verbreitung bis 2050 zeigte eine leichte Abnahme der potentiell besiedelten Fläche um 8% (BAMBU, full dispersal) und eine stärkere Abnahme um 40% unter der Annahme, dass sich die Art nicht ausbreiten kann (BAMBU, no dispersal). Dieser Rückgang wird vor allem für weite Teile Ost- und Südosteuropas projiziert. Für die deutschen Vorkommen hingegen wird nur eine schwache Gefährdung vorhergesagt, wodurch sich in Deutschland für die Erhaltung der Art eine steigende Verantwortung ergibt. *Maculinea teleius* wurde von SETTELE et al. (2008) als Art mit einem sehr hohen Risiko durch Klimaänderungen kategorisiert. Diese Einschätzung wird durch unser Modell aber nur teilweise gestützt, was möglicherweise in den unterschiedlichen getesteten Umweltparametern und der von SETTELE et al. (2008) nicht untersuchten Landnutzung begründet sein könnte. Dennoch zeigen beide Modellierungsansätze nur eine geringe klimabedingte Gefährdung für die deutschen Vorkommen.

Die Projektion unseres Modells für den **Thymian-Ameisenbläuling** (*Maculinea arion*) zeigte eine leichte Abnahme der Habitateignung in Süddeutschland bis 2050, wobei zwischen dem kalt-feuchten und warm-trockenen Szenario (STAR A1B) kaum Unterschiede auftreten. Auf europäischer Skala konnte die gegenwärtige Verbreitung moderat mit Klimavariablen erklärt werden (SETTELE et al. 2008). Die Projektion der zukünftigen europäischen Verbreitung bis 2050 zeigte eine leichte Abnahme der potentiell besiedelten Fläche um 2,5% (BAMBU, full dispersal) und eine stärkere Abnahme um 22% unter der Annahme, dass sich die Art nicht ausbreiten kann (BAMBU, no dispersal). Der Rückgang wird vor allem für weite Teile Ost- und Südosteuropas projiziert. Für die deutschen Vorkommen wird nur eine schwache Gefährdung vorhergesagt, wodurch sich in Deutschland auch für die Erhaltung dieser Art eine steigende Verantwortung ergibt. *Maculinea arion* wurde von SETTELE et al. (2008) nur als Art mit einem schwachen Risiko durch Klimaänderungen kategorisiert. Diese Einschätzung wird durch unser Modell gestützt.

Die Projektion unseres Modells für den **Goldenen Scheckenfalter** (*Euphydrias aurinia*) zeigte nur marginale Änderungen der Habitateignung in Süddeutschland bis 2050, wobei auch zwischen dem kalt-feuchten und warm-trockenen Szenario (STAR A1B) kaum Unterschiede auftreten. Auf europäischer Skala konnte die gegenwärtige Verbreitung nur zum Teil mit Klimavariablen erklärt werden (SETTELE et al. 2008). Die Projektion der zukünftigen europäischen Verbreitung bis 2050 zeigte eine leichte Zunahme der potentiell besiedelten Fläche um 5% (BAMBU, full dispersal), aber eine Abnahme um 12% bei Annahme keiner Ausbreitung der Art (BAMBU, no dispersal). Der Rückgang wird vor allem für Südeuropa projiziert. Für die deutschen Vorkommen wird nur eine schwache Gefährdung vorhergesagt. *Euphydrias aurinia* wurde von SETTELE et al. (2008) nur als Art mit einem potentiellen Risiko durch Klimaänderungen kategorisiert. Diese Einschätzung wird durch unser Modell gestützt.

Langfristig (bis 2080) prognostizieren die Autoren aber eine mögliche stärkere Gefährdung der Art (Settele et al. 2008) in Europa.

Die Projektion unseres Modells für den **Großen Feuerfalter** (*Lycaena dispar*) zeigte eine starke Zunahme der Habitateignung in Süddeutschland bis 2050, wobei in dem warm-trockenen Szenario (STAR A1B) eine Verdopplung der Fläche mit mittlerer Eignung auftrat. Auf europäischer Skala konnte die gegenwärtige Verbreitung gut mit Klimavariablen erklärt werden (SETTELE et al. 2008). Die Projektion der zukünftigen europäischen Verbreitung bis 2050 zeigte eine Zunahme der potentiell besiedelten Fläche um 45% (BAMBU, full dispersal) aber eine Abnahme um 15% bei Annahme keiner Ausbreitung der Art (BAMBU, no dispersal). *Lycaena dispar* wurde von SETTELE et al. (2008) nur als Art mit einem schwachen Risiko durch Klimaänderungen kategorisiert. Diese Einschätzung wird durch unser Modell gestützt. Durch die starken Unterschiede der Eignung zwischen dem Szenario mit unbegrenzter Ausbreitungsfähigkeit der Art und dem Szenario ohne Ausbreitungsfähigkeit ergibt sich für den Naturschutz die Notwendigkeit der Durchgängigkeit und Konnektivität der Habitate.

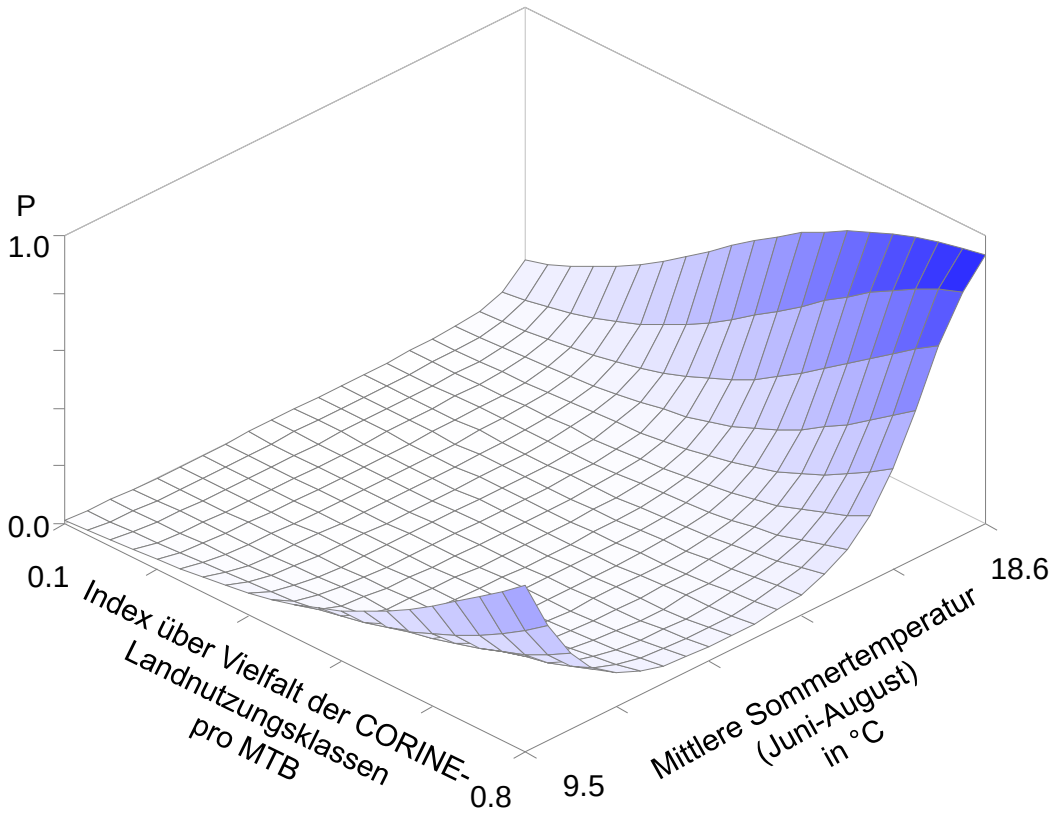


Abb. 5.4: Darstellung der Vorkommenswahrscheinlichkeit (P) für *Lycaena dispar* in Abhängigkeit der zwei wichtigsten Umweltvariablen im Modell. Die Modellgüte für den dargestellten Zusammenhang beträgt R^2_N=0.253. Die Minima und Maxima der Achsen stellen die Spanne der gegenwärtig beobachteten Werte in Süddeutschland dar.

5.4.3 Käfer

Für die meisten Käferarten liegen keine Verbreitungsdaten auf MTB-Auflösung im Modellkalibrierungsgebiet Süddeutschland vor. Daher konnte von uns nur exemplarisch für eine sich von Süden her ausbreitende Käferart ein Modell zur Erklärung der gegenwärtigen Verbreitung und Ausbreitung erstellt werden (BUSE et al. in Revision). Der **Florentiner Prachtkäfer** *Coraebus florentinus* ist eine mediterran verbreitete Art, die innerhalb der letzten 30 Jahre ihre nördliche Verbreitungsgrenze sowohl in Frankreich als auch in Deutschland nach Norden verschoben hat. Der Käfer entwickelt sich in dünneren Ästen und jungen Eichen (*Quercus* spp.) und wird im Mittelmeerraum als Schädling betrachtet. Es wurden abiotische Faktoren identifiziert, die die gegenwärtige Verbreitung (1991-1999) in Deutschland erklären. Beide Modellierungsansätze zeigten, dass die monatlichen Maximaltemperaturen die Verbreitung in den 1990er Jahren erklären können. Dabei stiegen die Vorkommenswahrscheinlichkeiten exponentiell mit steigenden mittleren maximalen Märztemperaturen, wenn mindestens 10°C erreicht wurden. Weiterhin beeinflusste auch eine Interaktion zwischen dem mittleren Niederschlag im Mai und dem Sandgehalt im Boden die Vorkommenswahrscheinlichkeit des

Käfers. Solche Umweltbedingungen sind vermutlich mit einer höheren Reproduktionsrate der Art an Eichen in Trockenhabitaten verbunden, wie es aus Südeuropa und aus Baden-Württemberg berichtet wird (SOLINAS 1974; BRECHTEL & KOSTENBADER 2002). Durch das Modell konnte gezeigt werden, dass sich die klimatischen Bedingungen für den Käfer in Süddeutschland seit 1950 stetig verbessert haben. Ebenso korrespondierte die vom Modell vorhergesagte Verbreitung in den 1970er Jahren mit den ersten Funden der Art in der Nähe von Freiburg. Die weitere Einwanderung der Art in Süddeutschland ließ sich mit dem Modell rekonstruieren. Höhere Temperaturen und niedrigere Sommerniederschläge führen zu verringertem Wachstum von Eichen und zu geringerer Resistenz gegen Befall mit Schadinsekten (DROBYSHEV et al. 2008 für *Quercus robur*). Für Süddeutschland wird bis 2050 eine Zunahme der Sommertrockenheit projiziert (STAR A1B), was die physiologischen Bedingungen für die Larvalentwicklung des Florentiner Prachtkäfers verbessern könnte und somit zu einer weiteren Ausbreitung in Deutschland führen würde.

5.4.4 Amphibien

Aufgrund ihrer physiologischen Ansprüche und der hydrologischen Sensitivität ihrer Lebensräume werden Amphibien als hoch vulnerable Gruppe gegenüber klimatischen Veränderungen betrachtet. Für die westliche Hemisphäre zeigen Projektionen zukünftiger Verbreitungsgebiete langfristig (2071-2100) starke Veränderungen in der räumlichen Verbreitung der Arten und damit auch starke Änderungen im Artenspektrum in einzelnen Regionen (LAWLER et al. 2010).

Für 6 ausgewählte Amphibienarten wurden von uns Nischenmodelle erstellt. Diese erklären zwischen 20 und 48% der Variabilität der gegenwärtigen Vorkommen der Arten in Süddeutschland (Tabelle 5.2). Klimavariablen waren mit Ausnahme des Salamanders zwar in allen Modellen enthalten, dabei trugen Klimaparameter aber nur zu maximal 36% zur Erklärung des Vorkommens der Arten durch die Modelle bei.

Tab. 5.4: Unabhängiger erklärender Beitrag von Umweltparametern in den Nischenmodellen für Amphibienarten in Süddeutschland, ermittelt durch hierarchische Partitionierung.

Art	Klima	Boden	Landnutzung	Topographie
Pelobates fuscus	35%	41%	24%	0%
Bufo viridis	36%	41%	23%	0%
Alytes obstetricans	29%	8%	44%	19%
Hyla arborea	10%	62%	18%	10%
Rana arvalis	16%	65%	19%	0%

Die **Geburtshelferkröte** (*Alytes obstetricans*) besiedelt vegetationsarme und sonnenexponierte Lebensräume mit unmittelbarer Nähe zum Laichgewässer (BITZ et al. 1996). Rheinland-Pfalz hat gegenwärtig aufgrund einer Vielzahl von Vorkommen und der begrenzten Verbreitung der Art in Deutschland eine hohe Verantwortung für den Schutz und Erhalt dieser Art. Die östliche Verbreitungsgrenze der Art verläuft durch Süddeutschland. Unser Modell zeigt einen Einfluss der mittleren Januartemperatur auf das heutige Verbreitungsbild, durch die ca. 28% der Varianz im Modell erklärt wird. Die mittlere Januartemperatur beeinflusst die Vorkommenswahrscheinlichkeit in der Form einer typischen Toleranzkurve mit einem Optimum bei etwa 0,5°C. Die Extrema der Toleranzkurve, bei denen noch Vorkommenswahrscheinlichkeiten knapp über 0% erreicht werden, befinden sich bei -2°C und oberhalb von +2°C. Dieser enge Toleranzbereich erklärt auch das Fehlen der Geburtshelferkröte in den nördlichen und östlichen Regionen Bayerns und dem Voralpenraum, wo im Zeitraum 1961–1990 mittlere Januartemperaturen von unter -2°C verzeichnet wurden. In weiten Teilen dieser genannten Regionen sind von uns aber für 2041–2055 geeignete klimatische Bedingungen für die Geburtshelferkröte projiziert worden, so dass heute nicht besiedelte Gebiete potentiell erschlossen werden können. In Rheinland-Pfalz würden in Zukunft mindestens die Eifelregion sowie Teile des Hunsrücks diese klimatischen Anforderungen erfüllen. Allerdings scheint die Geburtshelferkröte primär vom Vorhandensein geeigneter Landnutzungsstrukturen, d.h. von waldreichen Mittelgebirgslandschaften mit Tümpeln und Teichen, abhängig zu sein. So würde bei konstanten Landnutzungsbedingungen bis 2041–2055 nur ein minimaler Rückgang der Art in der Fläche für Rheinland-Pfalz zu erwarten sein.

Die **Knoblauchkröte** (*Pelobates fuscus*) besitzt in Rheinland-Pfalz offenbar die individuenstärksten Vorkommen im gesamten Bundesgebiet (BITZ et al. 1994). Als typische Tieflandart besiedelt sie hier vor allem das Oberrheingebiet. Unser Modell zeigt im süddeutschen Raum einen positiven Zusammenhang mit der mittleren Sommertemperatur und einen leicht negativen Zusammenhang mit dem Jahresniederschlag, was die Bindung an steppenartige Lebensräume (NÖLLERT 1990) bestätigt. Wichtig scheint neben den klimatischen Bedingungen auch die Qualität des Bodens (Tab. 5.4), wobei die Knoblauchkröte lockere Substrate mit hohen Sandanteilen bevorzugt (BITZ et al. 1994). In unserem Modell bestimmten Böden mit 75-95% Sandanteil maßgeblich ihre Vorkommenswahrscheinlichkeit.

Die Projektion unseres Modells für *Pelobates fuscus* zeigte eine schwache Zunahme der Habitateignung in Süddeutschland bis 2050, wobei in dem warm-trockenen Szenario (STAR A1B) nur eine marginal höhere mittlere Eignung auftrat. In unserer Projektion für Süddeutschland wurden aufgrund der Bindung an sandige Böden kaum Veränderungen in der potentiell besiedelbaren Fläche bis 2050 ersichtlich, da Sandgehalte über wenige Jahrzehnte als konstant angesehen werden und eventuelle Änderungen auch in unserer Projektion unberücksichtigt blieben. Hingegen steigt die Eignung in den bereits besiedelten Regionen. Auf europäischer Skala wurde bis 2050 eine Ausweitung des Verbreitungsgebietes nach Norden bei gleichzeitigem leichten Rückzug an den südlichen und westlichen Grenzen der aktuellen Verbreitung prognostiziert (ARAUJO et al. 2006). Die rheinland-pfälzischen

Gebiete scheinen davon nur unter der Annahme, dass die Art keine Ausbreitungsfähigkeit besitzt, stärker betroffen zu sein. Unter dieser Annahme zeigte sich übrigens für alle modellierten Amphibienarten ein Verlust an besiedelter Fläche bis 2050 (ARAUJO et al. 2006). Dadurch ergibt sich auch für die Amphibien die Notwendigkeit eine Durchgängigkeit und Konnektivität der Habitate im Zuge der Anpassung an klimatische Veränderungen zu gewährleisten.

5.4.5 Reptilien

Wir konnten für 3 Reptilienarten Nischenmodelle erstellen. Diese erklären zwischen 29 und 51% ihrer gegenwärtigen Vorkommen in Süddeutschland (Tab. 5.2.). Klimavariablen waren in den Modellen für *Lacerta bilineata* und *Podarcis muralis* enthalten, aber nicht im Modell für *Coronella austriaca*. Damit konnte für die letztgenannte Art keine Projektion der zukünftigen Habitateignung gerechnet werden.

Die **Westliche Smaragdeidechse** (*Lacerta bilineata*) besitzt nur wenige Vorkommen in Deutschland, die sich auf südexponierte Hanglagen beschränken (GÜNTHER 1996). Rheinland-Pfalz hat aufgrund der sehr begrenzten Verbreitung der Art in Deutschland gegenwärtig eine hohe Verantwortung für den Schutz und Erhalt dieser Art. Unser Modell zeigt eine starke Bindung der Art an räumlich strukturierte Weinbauregionen, die durch milde Winter und trockene Habitatbedingungen charakterisiert sind. So kennzeichnet beispielsweise alle besiedelten Messtischblattzellen eine starke Höhendifferenz von mindestens 240 m. Die überregionale Verteilung der mittleren Januartemperatur sowie der Aridität haben eine Bedeutung im Modell, sind aber nicht dominant. So wären sicherlich auch heute schon vor allem die Flusstäler von Mosel, Rhein und Nahe durchgehend klimatisch geeignet. Insbesondere Weinbergsflurbereinigungen und die Sukzession aufgelassener Brachen limitieren jedoch die Auswahl geeigneter Flächen in den genannten Flusstälern für die Art bzw. haben sogar zu einem Arealverlust von mindestens 30% seit 1950 geführt (BITZ et al. 1996). Die prognostizierten klimatischen Bedingungen für den Zeitraum 2041–2055 lassen eine Ausdehnung der für die Art geeigneten Lokalitäten erkennen. Ob die Art davon profitieren kann, hängt letztlich von der strukturellen Heterogenität der Lebensräume (Gebüsche, Trockenmauern, Xerothermvegetation) ab, die nur durch entsprechende Bewirtschaftung und Pflege zu erreichen ist (vgl. BITZ et al. 1996). Der Einfluss dieser kleinräumigen Struktur lässt sich auf der räumlichen Auflösung des Nischenmodells aber nicht nachvollziehen. Allerdings erklärt das Nischenmodell trotzdem 45% der Varianz des Datensatzes und klassifiziert die aktuellen Vorkommen und Nichtvorkommen zu mindestens 90% (je nach Klassifikationsschwellenwert) richtig ein.

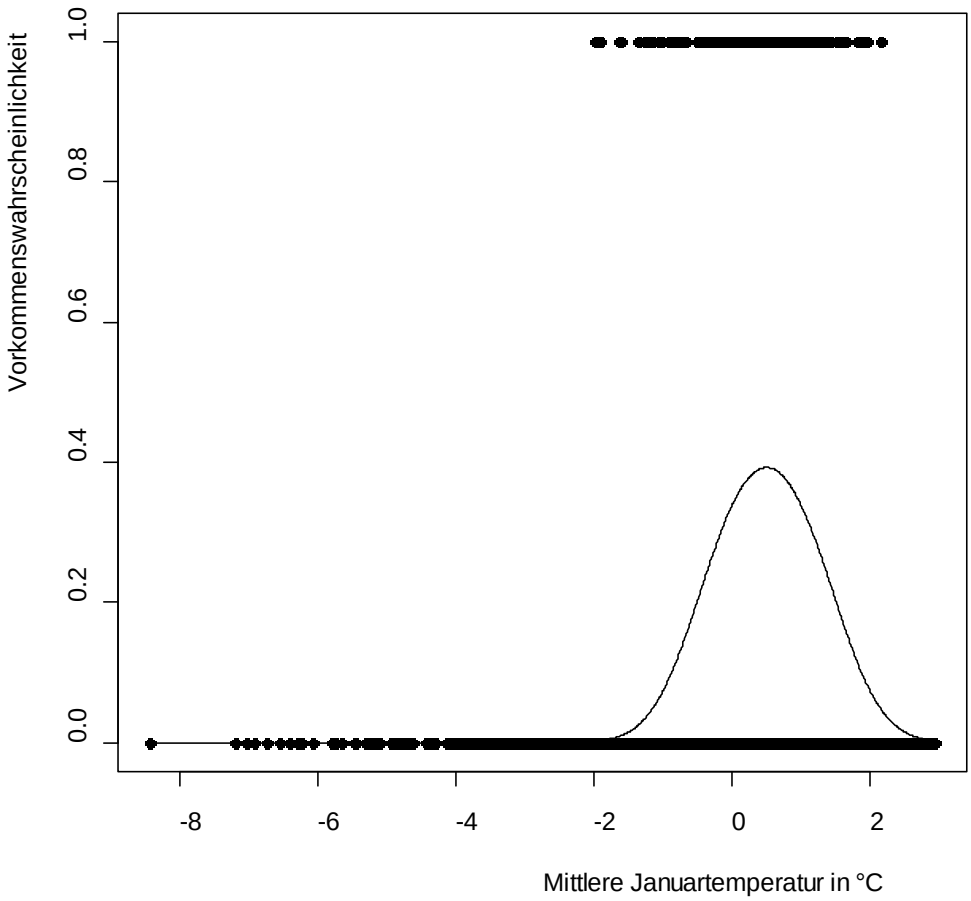


Abb. 5.5: Darstellung der Vorkommenswahrscheinlichkeit für *Podarcis muralis* in Abhängigkeit von der mittleren Januartemperatur. Die Modellgüte für den dargestellten Zusammenhang beträgt R^2_N=0.32. Die schwarz gefüllten Punkte entsprechen dem gegenwärtigen Vorkommen und Nichtvorkommen in den MTBs Süddeutschlands.

Die **Mauereidechse** (*Podarcis muralis*) besiedelt im Untersuchungsgebiet klimatisch begünstigte Standorte, vor allem sonnenexponierte Hanglagen (BITZ et al. 1994). Unser Modell zeigte im süddeutschen Raum eine Optimumskurve mit der mittleren Januartemperatur (Abb. 5.5) und einen leicht negativen Zusammenhang mit dem Sommerniederschlag. Die grundsätzliche Thermophilie der Mauereidechse wurde somit auf MTB-Auflösung bestätigt. In unserer kalt-nassen Projektion für Süddeutschland wurden kaum Veränderungen der Habitateignung bis 2050 ersichtlich. In dem trocken-warmen Szenario halbiert sich aber die mittlere Habitateignung in Süddeutschland.

5.5 Floristisch–vegetationskundliche Untersuchung

Dies ist die Kurzfassung der floristisch-vegetationskundlichen Untersuchung im Rahmen des KlimLandRP-Projektes. Der komplette Bericht ist als Anhang beigefügt. Folgende Fragen sollten bearbeitet werden:

a. Gibt es Diversitätszentren der Farn- und Blütenpflanzen in Rheinland-Pfalz und welches sind die ökologischen Faktoren, die für diese Zentren verantwortlich sind?

b. Spiegelt sich der Klimawandel bereits heute im Auftreten und der Ausbreitung bzw. auch im Rückgang von Arten wider? (Ergebnisse siehe 5.2)

c. Welche bereits in Rheinland-Pfalz gefährdeten Arten erfahren durch den Klimawandel

eine zusätzliche Gefährdungsdisposition bzw. die Chance zur Ausbreitung?

d. Eine Analyse einer zusätzlichen Gefährdungsdisposition auf Farn- und Blütenpflanzen der Anhänge IV und II (FFH-Richtlinie) in Rheinland-Pfalz. Welche Bedeutung hat Rheinland-Pfalz aktuell und zukünftig?

e. Die Modellierung und Bewertung von enger abgrenzbaren Biotopkomplexen, exemplarisch werden dabei die Felsbiotope, die Grünlandkomplexe der höheren Berglagen sowie die Moore und Kleinseggensümpfe betrachtet.

Die Fragestellungen wurden auf Basis der floristischen Datenbank des Bundesamtes für Naturschutz (FloraWeb) beantwortet. Einzelne Analysen erfolgten auch in Ergänzung mit privaten Datenbanken. Als Rastergrundfelder wurden Messtischblätter (TK 25, Fläche ca. 120 km²) verwendet. Bei der Berechnung der mittleren Zeigerwerte wurde die Methodik von ELLENBERG (1992) verwendet. Die Fragestellungen 3-5 sind durch Modelle für Einzelarten (siehe 4.2) bearbeitet worden.

a. Gibt es **Diversitätszentren der Farn- und Blütenpflanzen in Rheinland-Pfalz** und was sind die ökologischen Faktoren, die für diese Zentren verantwortlich sind?

Es kristallisieren sich drei Zentren der Artenvielfalt heraus, insofern die absolute Anzahl als Maß für die Biodiversität gewertet wird. Im Norden von Rheinland-Pfalz besteht ein geschlossener Cluster mit jeweils mehr als 1.000 Sippennachweisen. Es handelt sich um Teile des Unteren Mittelrheintals, dem Neuwieder Becken, der unteren Mosel sowie Teilen der Osteifel. Ein weiterer Schwerpunkt liegt im Bereich von Rheinhessen (Rheinknie) mit dem angrenzenden Rheintal. Nur klein ausgebildet ist ein weiteres Diversitätszentrum im unteren Saartal. Durch geringe Sippenzahlen sind dagegen vor allem die Mittelgebirgslagen gekennzeichnet.

Die identifizierten Zentren stellen mit Sicherheit grundsätzlich sehr artenreiche Regionen dar und standen zugleich in den letzten Jahrzehnten im Fokus diverser Kartierungsprojekte. Im Vergleich der ermittelten Diversitätszentren mit den ökologischen Zeigerwerten von ELLENBERG (1992) deuten sich folgende grundlegende Zusammenhänge an: Kein wesentlicher Einfluss kann bei den mittleren Licht- und Stickstoffzahlen abgeleitet werden. Alle drei für

Rheinland-Pfalz bedeutsamen Diversitätszentren (Rheinhessen, Unteres Mittelrheingebiet, eingeschränkt auch Trier-Saar-Raum) sind durch hohe, teilweise auch sehr hohe (Rheinhessen und Unteres Nahetal) mittlere Temperaturzahlen gekennzeichnet. In den artenarmen Regionen in Rheinland-Pfalz (Mittelgebirge) sind regional deutlich niedrigere mittlere Temperaturzahlen zu erkennen.

Zum Vergleich der Ergebnisse wurde eine Auswertung für die taxonomische Gruppe der Orchideen durchgeführt, deren Diversitätszentren stark durch die geologischen Bedingungen geprägt sind. Interessant ist in diesem Zusammenhang ein Vergleich der Artenzahlen der Orchideen vor und nach 1950. Dabei sind erhebliche Einbußen in 80% der analysierten MTB zu verzeichnen. Diese Raster mit hohen Verlusten liegen vor allem in Gebieten im Expansionsraum von Großstädten, beispielsweise bei Koblenz, Trier, Mainz oder Ludwigshafen.

c. Welche bereits in Rheinland-Pfalz gefährdeten Arten erfahren durch den Klimawandel eine **zusätzliche Gefährdungsdisposition bzw. die Chance zur Ausbreitung**?

Die letzte systematische Übersicht über die Flora von Rheinland-Pfalz stammt von KORNECK et al. (1996) und ist somit nicht mehr aktuell. Daher wurde die Liste ergänzt und verändert, insofern hierfür eine ausreichende Datengrundlage gegeben war. Insgesamt gelten von den 1.979 in Rheinland-Pfalz nachgewiesenen Sippen immerhin fast ein Drittel als gefährdet bzw. bereits ausgestorben (614 Sippen). Den größten Anteil nehmen dabei die gefährdeten und stark gefährdeten Sippen ein. Fast 5 % der ursprünglichen Flora von Rheinland-Pfalz sind bereits ausgestorben bzw. gelten als verschollen. Zur Beurteilung einer zusätzlichen Gefährdungsdisposition hinsichtlich klimatischer Veränderungen ist von den Zeigerzahlen allein die Temperaturzahl (ELLENBERG 1992) geeignet. Nach Auswahl der in Rheinland-Pfalz gefährdeten Sippen mit Temperaturzahlen von 2-4 (Kühle- und Kältezeiger) bleiben noch 47 übrig. Diese weisen aufgrund der schon bestehenden Gefährdung eine weitere, z. T. erhebliche Gefährdungsdisposition auf. Die gefährdeten Sippen mit Temperaturzahlen von 2 bis 4 mit vermutlich erheblicher zusätzlicher Gefährdungsdisposition verteilen sich vor allem auf die Süßwasser- und Moorvegetation sowie die Borstgrasrasen und Zwergstrauchheiden.

Für 95 Sippen mit hohen Wärmeansprüchen (Temperaturzahlen 8 und 9, Wärmezeiger) dürfte grundsätzlich ein Ausbreitungspotential bei einer günstigen klimatischen Klimaveränderung bestehen, welches aber wiederum aufgrund der seltenen Lebensräume und der akuten starken Gefährdung infolge von Lebensraumzerstörungen und –veränderungen z. T. stark limitiert wird. Die Mehrzahl der Sippen sind typische Heidearten bzw. Besiedler von Ruderalstandorten. 51 der wärmezeigenden Sippen (54%) gelten derzeit in Rheinland-Pfalz als in ihrem Bestand mindestens gefährdet. Für 49 Farn- und Blütenpflanzen wurden Nischenmodelle erstellt und die potentiell zukünftige Habitateignung projiziert (siehe Anhang). Die Diskussion der Ergebnisse kann im anhängenden Bericht nachvollzogen werden.

d. Analyse einer zusätzlichen Gefährdungsdisposition auf **Farn- und Blütenpflanzen der Anhänge IV und II (FFH-Richtlinie)** in Rheinland-Pfalz. Welche Bedeutung hat Rheinland-Pfalz aktuell und zukünftig?

Die Veränderungen von Häufigkeiten und Verbreitungsgebieten von Pflanzenarten der Anhänge II und IV der FFH-Richtlinie angesichts des Klimawandels kann eine zentrale, zusätzliche Gefährdungsdisposition in den nächsten Jahrzehnten darstellen. Dies gilt vor allem hinsichtlich der in der Regel ohnehin bereits starken Gefährdung der 38 für Deutschland aufgelisteten Moos-, Farn- und Blütenpflanzenarten Deutschlands. In Rheinland-Pfalz sind historisch bzw. rezent 12 Farn- und Blütenpflanzen der FFH-Anhänge nachgewiesen. Für zehn Arten konnten auf Basis der Verbreitungsdaten statistisch abgesicherte Modelle entwickelt werden. Dies ist insofern bemerkenswert, als die Anzahl der MTB-Raster mit Nachweisen teilweise sehr niedrig ist (z. B. bei *Jurinea cyanoides* 14 oder *Marsilea quadrifolia* 22) und somit offenbar signifikante Korrelationen zu den geprüften Parametern bestehen. Für zwei Arten konnten keine signifikanten Modelle erarbeitet werden. Beim Scheidenblütgras (*Coleanthus subtilis*) war eine Modellierung aufgrund der sehr geringen Rasterfrequenz (2) im Kalibrierungsraum nicht möglich. Die in Zwergbinsengesellschaften vorkommende Art mit sehr disjunkter Verbreitung wurde zudem nur sporadisch im Westerwald (Rheinland-Pfalz) nachgewiesen, die nächsten Vorkommen liegen in Sachsen und Sachsen-Anhalt außerhalb des Kalibrierungsraums. Aussagen zur Korrelation zu bestimmten Parametern und mögliche Änderungen von Häufigkeiten und Verbreitungsgebieten sind statistisch aus den o. a. Gründen nicht möglich. Für die Gametophyten-Nachweise des Ansehnlichen Hautfarns (*Trichomanes speciosum*) spiegeln die Verbreitungsdaten in der BfN-Datenbank (Rasterfrequenz 27) nicht die mittlerweile bekannte tatsächliche Verbreitung wider. Besonders in den felsenreichen Durchbruchstälern von Mosel, Lahn oder Rhein in Rheinland-Pfalz ist die Art nicht selten. Von einer prinzipiell möglichen Modellierung wurde daher abgesehen, zumal die festgestellten Abhängigkeiten der Verbreitung von bestimmten Parametern nur geringe Signifikanzen aufweisen.

Für das Liegende Büchsenkraut (*Lindernia procumbens*) und dem Kleefarn (*Marsilea quadrifolia*) sind Verbesserungen der zukünftigen Habitateignung abzuleiten, die Ausbreitungsmöglichkeiten dürften aber generell aufgrund der großen Seltenheit und der sehr spezifischen Lebensraumansprüche begrenzt sein. Gleiches gilt auch für eine potentielle Ausbreitung des Froschkrauts (*Luronium natans*), das eine starke Verbesserung der Habitateignung für den Referenzraum aufweist. Hier ist zumindest potentiell eine starke Ausbreitung der subatlantisch verbreiteten Art möglich.

Die bereits seit längerem in Rheinland-Pfalz ausgestorbenen Kriechender Sellerie (*Apium repens*), Sommer-Drehwurz (*Spiranthes aestivalis*) und Torf-Glanzkraut (*Liparis loeselii*) weisen aufgrund der engen Bindung an hohe Sommerniederschläge zukünftig nur noch eine Habitateignung im südlichen Bayern auf. Eine hohe Gefährdungsdisposition besteht für die isolierten, erst vor kurzem wiederentdeckten Vorkommen der Sumpf-Siegwurz (*Gladiolus palustris*) in Rheinland-Pfalz. Aufgrund der klimatischen Veränderungen ist ein Rückzug der Art auf das Alpenvorland zu prognostizieren. Besonders drastisch ist der ermittelte Rückgang für den Frauenschuh (*Cypripedium calceolus*). In beiden Szenarien ist gegenüber rezenter Verbreitung und ermittelter Habitateignung nun ein erheblicher und nahezu vollständiger Rückzug auf den bayerischen Alpenraum zu prognostizieren. Selbst für Naturräume, in de-

nen die Art heute noch weiter verbreitet ist und z. T. mit größeren Populationen vorkommt (z. B.: Schwäbische Alp, Osthessen), bestehen nach beiden Szenarien zukünftig keine günstigen klimatischen Voraussetzungen.

Tendenziell positiv ist die Prognose für die Sand-Silberscharte (*Jurinea cyanoides*), die infolge der klimatischen Veränderungen eine potentielle Arealausdehnung erfahren könnte. Aufgrund der sehr geringen Ausbreitungsfähigkeit der Art, der geringen Verfügbarkeit an geeigneten Lebensräumen und der spezifischen Standortansprüche sind die Ausbreitungsmöglichkeiten aber als sehr gering einzustufen. Rheinland-Pfalz weist eine besondere Verantwortlichkeit für die Art auf.

e. Modellierung und Bewertung von enger abgrenzbaren **Biotopkomplexen** (Felsbiotope, Grünlandkomplexe der höheren Berglagen und Moore)

Rheinland-Pfalz zeichnet sich aufgrund einer reichen naturräumlichen Ausstattung durch eine vielfältige Vegetation und Flora aus. Zudem ist die Region aus biogeographischen Gründen besonders interessant, da hier viele Arten und Gesellschaften ihre Verbreitungsgrenze erreichen. Zu erwähnen sind beispielsweise die kontinentalen Sandtrockenrasen in Rheinhessen oder zahlreiche Arten und Gesellschaften der xerothermen Hanglagen mit einer Verbreitung bis in den Norden von Rheinland-Pfalz. Die reiche floristische und vegetationskundliche Ausstattung spiegelt sich in einer hohen Anzahl und weiten Verbreitung von FFH-Lebensraumtypen und gesetzlich geschützten Biotoptypen wider, die neben den Arten im Fokus von aktuellen Erfassungen (Biotopkartierung RLP 2006-2010) und Schutzbemühungen stehen. Die Prognose von Arealveränderungen im Zuge der zu erwartenden klimatischen Veränderungen ist daher zur Identifizierung von Risiken aber auch Chancen und zur Ableitung von geeigneten Handlungsstrategien eine wesentliche Grundlage.

Felsbiotope: Für alle sieben modellierten Arten ist im Szenario trocken-warm zumindest eine Arealerhaltung und bei einzelnen Arten auch eine erhebliche Arealausdehnung möglich. Eine besonders positive Prognose weisen der Schriftfarn (*Asplenium ceterach*) als Leitart für die Felsspaltengesellschaften sowie der Speierling (*Sorbus domestica*) und der Französische Ahorn (*Acer monspessulanum*) als Leitarten für die wärmeliebenden Eichenwälder auf. Allerdings ist bei beiden Baumarten der klimatische Einfluss im Modell nur gering und die Verfügbarkeit geeigneter Lebensräume (Felsstandorte) grundsätzlich limitiert. Die Vertreter der Trockenrasen (*Aster linosyris*), Felsbandgesellschaften (*Melica ciliata*, *Stipa pennata*) und der xerophilen Säume (*Dictamnus albus*) profitieren in unserem Modell dagegen nicht durch eine Arealausdehnung, generell sind keine wesentlichen Veränderungen erkennbar.

Grünlandkomplexe der höheren Berglagen: Für fünf der sechs modellierten Arten der Bergwiesen und Borstgrasrasen wird im Modell eine erhebliche Arealverkleinerung prognostiziert. Lediglich bei der Schwarzen Teufelskralle (*Phyteuma nigrum*) sind keine Veränderungen zu erwarten. Bei allen anderen Arten sind dagegen Arealverkleinerungen in beiden Szenarien zu erwarten. Sie reagieren meist stark negativ auf erhöhte mittlere Jahrestemperaturen (*Alchemilla monticola*, *Meum athamanticum*, *Arnica montana*) bzw. mittlere Januartemperaturen (*Trollius europaeus*) und ziehen sich daher vermutlich auf die höchsten und damit

kühlsten Lagen zurück. *Geranium sylvaticum* reagiert besonders empfindlich auf höhere mittlere Sommertemperaturen. Aufgrund der klimatischen Veränderungen ist von einer erheblichen zusätzlichen Gefährdungsdisposition der Leitarten und somit auch für die Lebensräume und Pflanzengesellschaften auszugehen.

Moore und Sümpfe: *Carex pauciflora* (Armblütige Segge) als Leitart für die Hochmoor-Bultgesellschaften und *Carex davalliana* (Davalls-Segge) sowie *Carex pulicaris* (Floh-Segge) als Leitarten für die Kalk-Flachmoore bzw. Braunseggensümpfe reagieren in beiden Szenarien stark negativ. Nach dem Modell dürften sie eine teils erhebliche Arealverkleinerung bis auf wenige Restareale in Süddeutschland erfahren. Habitateignungen in Rheinland-Pfalz bestehen bei beiden Szenarien nicht mehr. Die klimatischen Veränderungen dürften eine erhebliche zusätzliche Gefährdungsdisposition für die in Rheinland-Pfalz ohnehin schon seltenen Arten darstellen. Ein leichter Rückgang wird für *Carex limosa* (Schlamm-Segge) als Leitart der Moorschlenken-Gesellschaften und für *Vaccinium uliginosum* (Rauschbeere) als Leitart für die Birken- und Kiefern-Bruchwälder prognostiziert. Für diese beiden Arten bestehen im Modell zukünftig in Rheinland-Pfalz aber keine Habitateignung mehr. Wiederum dürften die klimatischen Veränderungen eine zusätzliche Gefährdungsdisposition für die in Rheinland-Pfalz sehr seltenen (*Carex limosa*) oder seltenen (*Vaccinium uliginosum*) Arten bedeuten.

5.6 Ökologische Typen

Die für die verschiedenen Einzelarten erstellten ökologischen Nischenmodelle haben gezeigt, dass Arten individuell und damit sehr unterschiedlich auf den Klima- und Landschaftswandel reagieren werden. Vor diesem Hintergrund sind Fragen hinsichtlich der zukünftigen Zusammensetzung von Lebensgemeinschaften nur schwer zu beantworten. Diese Unsicherheit in der Prognose betrifft insbesondere die für den Naturschutz erforderliche **Identifizierung möglicher Gewinner-** (Bestandszunahmen, einschließlich der aus den an Rheinland-Pfalz angrenzenden Regionen zu erwartenden Neozooen und –phyten) **und Verliererarten des Klimawandels** (Bestandsrückgänge, einschließlich Aussterben). Ein in der Ökologie üblicher Ansatz zur Beschreibung der Interaktion von Arten mit ihrer Umwelt und ihrer Reaktion auf Änderungen in den Umweltbedingungen ist die Kategorisierung von Arten hinsichtlich ökologischer Eigenschaften und ihres Lebenslaufs. Diese ökologische Methode wurde von uns vor dem Hintergrund, dass Prognosen zur Änderung der Zusammensetzung von Lebensgemeinschaften dringend erforderlich sind, für die drei taxonomischen Gruppen Heuschrecken, Tagfalter und Gefäßpflanzen angewendet. Ein zu den Heuschrecken analoger Ansatz ist für die Käfer, Amphibien und Reptilien theoretisch möglich, konnte aber aufgrund der geringen Anzahl der Einzelarten-Nischenmodelle, die für diese Gruppen von uns entwickelt werden konnten, nicht umgesetzt werden. Während für die Käfer hier sicherlich noch ein großer Forschungsbedarf besteht, stellen die von uns untersuchten Amphibien- und Reptilienarten aber eine gute Stichprobe der Diversität dieser Gruppen in Rheinland-Pfalz dar, um allgemeingültigere Aussagen über sie ableiten zu können.

Der von uns gewählte zusätzliche Ansatz der Modellierung von Arten besitzt einen weiteren Vorteil. Ökologische Nischenmodelle sind rein korrelativ, d.h. die Prädiktorvariablen können zwar das Vorkommen einer Art an einem Ort statistisch erklären, ob jedoch tatsächlich ein kausaler Zusammenhang zwischen dem Vorkommen und der Variablen besteht, bleibt unklar. Die Modellierung/Analyse von ökologischen Merkmalen bringt uns hingegen einer kausalen und mechanistischen Erklärung des Vorkommens einer Art an einem Ort unter bestimmten Umweltbedingungen deutlich näher. Ökologische Merkmale sind das Ergebnis der Anpassung einer Art an die sie umgebende Umwelt.

5.6.1 Heuschrecken

Unsere Analyse der für 15 Heuschreckenarten erstellten ökologischen Nischenmodelle ergab, dass die gegenwärtige Verbreitung aller Arten mehr oder weniger stark durch Klima beeinflusst wird (Tab. 5.2). Die ausschließlich derzeit beobachteten Rasterverluste in ihrer Verbreitung (Tab. 5.3) lassen sich jedoch mit keinen ökologischen Eigenschaften der Arten in Zusammenhang bringen. So zeigen thermophile Heuschreckenarten, für die eine Zunahme aufgrund des Klimawandels erwartet wird, ebenso starke Bestandsverluste wie kältetolerante Arten in Süddeutschland. Insgesamt lassen sich damit basierend auf unseren bisherigen Ergebnissen für diese taxonomische Gruppe leider keine Eigenschaften ableiten, die sie als mögliche Gewinner oder Verlierer des Klimawandels auszeichnen. Die Berechnung von Nischenmodellen für weitere Heuschreckenarten oder ein zu den Tagfaltern analoger Modellierungsansatz (5.4.2) für die Heuschreckenarten Süddeutschlands könnte unser vorläufiges Ergebnis statistisch absichern oder aber falsifizieren.

5.6.2 Tagfalter

Unsere Ergebnisse zu den Tagfaltern stützen sich im Wesentlichen auf die empirischen Daten in SCHULTE et al. (2007) zu 137 Tagfalterarten der Pfalz. Diese Autoren haben dort die Bestandsentwicklung von 112 bodenständigen Tagfalterarten seit 1950 dokumentiert. Hierbei sind bodenständige Arten solche Arten, die über einen längeren Zeitraum in einer Region zu finden sind und sich dort auch stetig erfolgreich reproduzieren. Diese Gruppe von Arten wurde für unsere Untersuchung ausgewählt, da wir davon ausgingen, dass es sich dabei um Arten handelt, die für die Pfalz tatsächlich typisch sind und nicht aufgrund von Umweltschwankungen dort nur temporär vorkommen. Von diesen 112 Arten zeigen 61 eine Änderung im Bestand seit 1950. Für 45 dieser 112 Arten ist ein Rückgang der Populationsgröße und/oder ihrer Verbreitung seit 1950 von den Autoren dokumentiert und 13 dieser im Rückgang befindlichen Arten sind sogar bereits ausgestorben bzw. verschollen. Die restlichen 16 bodenständigen Arten zeigen hingegen eine Zunahme der Populationsgröße und/oder Verbreitung (Tabelle 5.6). Der hauptsächlich in Südeuropa verbreitete und ebenfalls in unseren Analysen berücksichtigte Brombeer-Perlmutterfalter (*Brenthis daphne*) gilt erst seit 2003 als bodenständig in der Pfalz (KUDRNA 2002, SCHULTE et al. 2007). Diese Tagfalterart hat sich seit ihrer Entdeckung im südlichen Haardt-Gebirge (Dahn-Annweilerer Felsenland) und im Süden des Nördlichen Oberrheintieflands ausgebreitet. Es wird vermutet, dass der Brom-

beer-Perlmutterfalter über den Südrand der Vogesen und das Saarland nach Rheinland-Pfalz als Folge des Klimawandels eingewandert ist (SCHULTE et al. 2007).

Zur Identifizierung von einzelnen Eigenschaften und Kombinationen von Eigenschaften, die Gewinner- (Ausbreitung und Zunahme der Populationsgrößen) von Verliererarten des Klima- und Landschaftswandels (ausgestorben/verschollen, Abnahme der Populationsgrößen) unterscheiden, haben wir insgesamt zehn Kriterien zur Ökologie und zum Lebenszyklus der Arten (Tabelle 5.5) untersucht. Die ausgewählten Kriterien orientierten sich an einschlägigen ökologischen Arbeiten unter anderem auch zum Klimawandel (GARCIÁ-BARROS 2000, WARREN 2001, BEAUMONT & HUGHES 2002, KOMONEN et al. 2004, BRUNZEL et al. 2008, PÖYRY et al. 2009). Für unsere Analyse wurden für jede der 61 bodenständigen Arten der Pfalz die Werte aller dieser zehn Kriterien aus der Literatur bestimmt. Die zu allen Merkmalskombinationen erhaltenen Arten wurden dann einer Hauptkomponentenanalyse unterzogen.

Tab. 5.5: Die in der Hauptkomponentenanalyse hinsichtlich einer Klassifikation von Tagfaltern in Gewinner- und Verlierer des Klima- und Landschaftswandels untersuchten Eigenschaften von Arten und deren angenommene Werte.

Eigenschaft	Werte
Habitat	Offenland (Wiesen, Weiden, Brachen, Äcker), Offenland mit Sträuchern, Sträucher, Waldrand und andere Waldbiotope, Wald, Ubiquist
Stenök bzgl. des Habitats	ja, nein
Anzahl der Entwicklungspflanzen der Raupen	1-2, 3-5, 6-10, >10 Entwicklungspflanzen
Anzahl Generationen pro Jahr	1, 1-2, 2, 2-3, 3, 3-4, 4, >4
Flugzeit im Jahr	1, 1-2, 2, 2-3, ..., 7-8, 8, >8 Monate im Jahr
Mobilität	Standorttreu, Dispersion
Temperaturpräferenz	Halbschattige Habitate, sonnige Habitate, Wärme positiv registriert, Wärme liebend
Anzahl der von den Adulten genutzten Nektarpflanzen	1-5, 6-15, 16-26, >26
Biogeographische Verbreitung	Südeuropäisch, zentraleuropäisch, süd- und zentraleuropäisch, nord- und zentraleuropäisch, gesamteuropäisch

Diese Analyse ergab drei signifikante Faktoren (Eigenwerte > 1), die die beobachtete Variabilität in der Ausprägung der Merkmalskombinationen der Tagfalter zu insgesamt 84,73% erklären konnten (Abb. 5.6). Faktor 1 erklärte mit 45,22% den höchsten Anteil an der beobachteten Gesamtvariabilität und wurde deutlich durch die Länge der Flugzeit (Anzahl Monate im Jahr, Faktorladung = 0,601) und etwas weniger durch die Anzahl der Generationen (0,121) bestimmt. Faktor 2 erklärte 26,68% der Gesamtvariabilität und wurde durch das von der Art bevorzugte Habitat (0,795) dominiert, Faktor 3 erklärte noch weitere 11,81% und ließ sich eindeutig der biogeographischen Verbreitung der Arten (0,891) zuordnen. Die Flugzeit zusammen mit der Anzahl der Generationen pro Jahr konnte statistisch signifikant die in der

Pfalz ausgestorbenen/verschollenen Tagfalterarten von den sich ausbreitenden Arten trennen (χ^2-Anpassungstest auf Gleichverteilung, $p<0{,}001$). Diese Arten sind statistisch eindeutig durch kurze Flugzeiten und wenige Generationen pro Jahr (negative Werte für Faktor 1, Abb. 5.6) charakterisiert, während für diesen Faktor kein eindeutiges Muster für die im Rückgang befindlichen Arten (χ^2-Anpassungstest auf Gleichverteilung, $p<0{,}232$) und für die sich ausbreitenden Arten bzw. Arten mit Zunahme der Populationsgröße (χ^2-Anpassungstest auf Gleichverteilung, $p<0{,}278$) zu identifizieren war. Ein zu Faktor 1 analoges Bild ergab sich für Faktor 2 bzw. für das von den Arten genutzte Habitat. Die ausgestorbenen/verschollenen Arten finden sich signifikant im Offenland (Wiesen, Weiden, Brachen und Äcker oder Sträucher; χ^2-Anpassungstest auf Gleichverteilung, $p=0{,}003$), während sich für die im Rückgang befindlichen Arten kein eindeutiger Habitattyp identifizieren lässt (χ^2-Anpassungstest auf Gleichverteilung, $p<0{,}123$). Für die sich ausbreitenden Arten ist das Habitat ebenfalls nicht trennend (χ^2-Anpassungstest auf Gleichverteilung, $p=0{,}053$), d.h. es werden von ihnen keine Habitattypen eindeutig bevorzugt. Ein komplett anderes Muster für die drei Artengruppen lieferte Faktor 3 bzw. die biogeographische Verbreitung. Die sich ausbreitenden Arten zeigen signifikant eine gesamteuropäische oder zentral- und südeuropäische Verbreitung (χ^2-Anpassungstest auf Gleichverteilung, $p=0{,}026$), während sich für die im Rückgang befindlichen Arten (χ^2-Anpassungstest auf Gleichverteilung, $p=0{,}489$) und für die ausgestorbenen/verschollenen Arten keine Verbreitungstypen (χ^2-Anpassungstest auf Gleichverteilung, $p<0{,}097$) eindeutig zuordnen lassen.

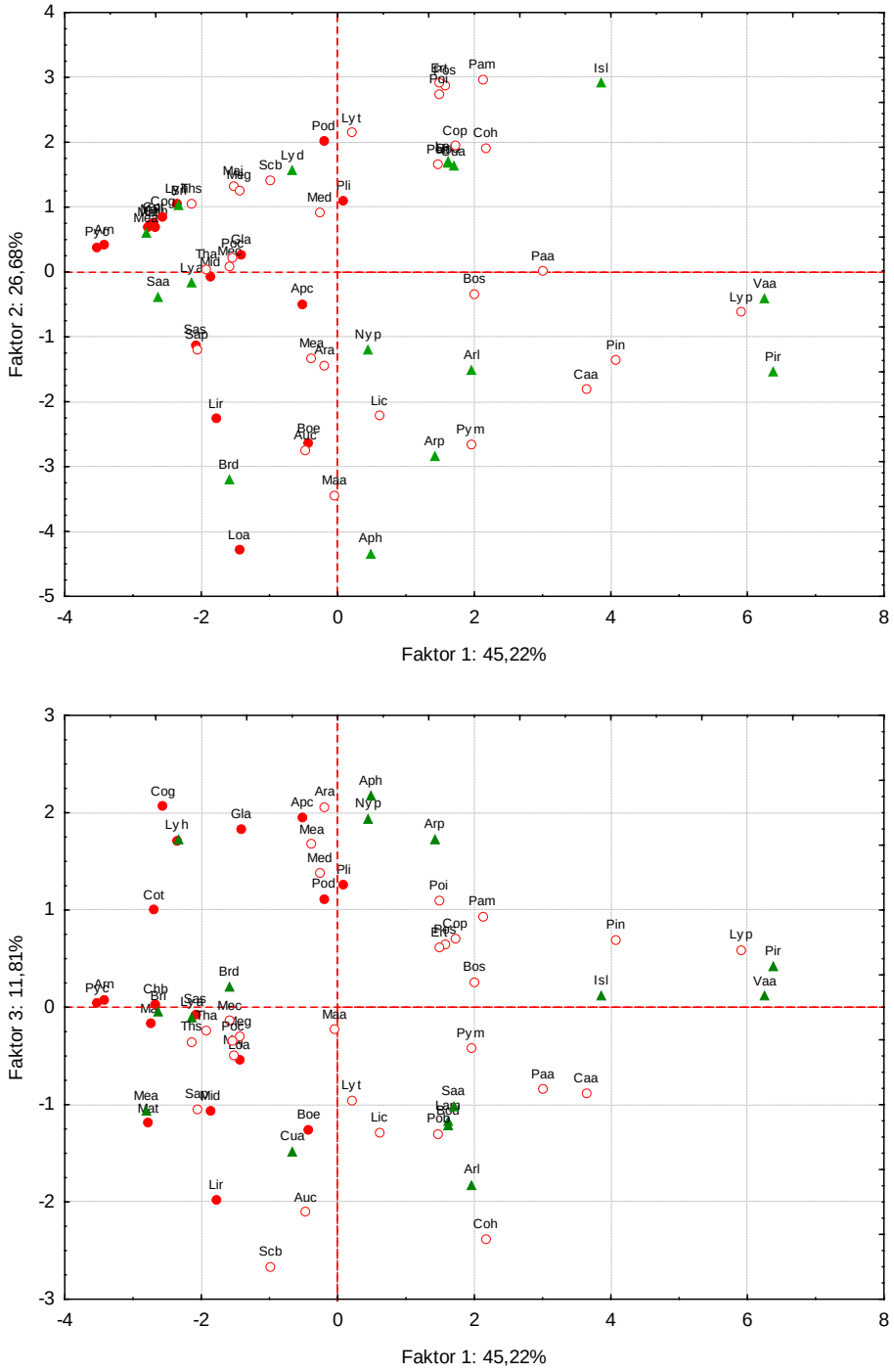


Abb. 5.6: Ergebnisse der Hauptkomponentenanalyse der Merkmalskombinationen (Tabelle 5.5) der 61 bodenständigen Tagfalterarten der Pfalz. Oben: Faktor 1 vs. Faktor 2, unten: Faktor 1 vs. Faktor 3. Faktor 1 erklärt 45,22% der Gesamtvariabilität der Merkmalskombinationen aller Arten und wird hauptsächlich durch die Flugzeit in Monaten und die Anzahl der Generationen pro Jahr bestimmt, Faktor 2 erklärt weitere 26,68% und korreliert mit dem von der Art genutzten Habitat, Faktor 3 erklärt weitere 11,81% und korreliert mit der biogeographischen Verbreitung der Art. Ausgestorbene/verschollene Arten: rote ausgefüllte Kreise, Arten mit Bestandsrückgang: rote offene Kreise, Arten mit Bestandzunahme: grüne Dreiecke; Abkürzungen der Arten in Tabelle 5.6.

Unsere Ergebnisse dokumentieren zum einen, dass ein **Verlust von Arten** (26% der bodenständigen Arten sind ausgestorben oder verschollen) zusammen mit einer deutlichen **Änderung in der Zusammensetzung der Tagfalterfauna in der Pfalz** seit 1950 beobachtet wurde. Zum anderen zeigen sie, dass dies kein reiner Zufallsprozess ist, sondern **negative Bestandsentwicklungen überwiegend bei Arten des Offenlands mit einer sehr kurzen Flugzeit und wenigen Generationen pro Jahr** zu verzeichnen sind, während **positive Bestandsentwicklungen meist bei gesamt-, zentral- oder südeuropäisch verbreiteten Arten** beobachtet wurden (Abb. 5.6).

Obwohl die Anwendbarkeit dieser Merkmale zur Kategorisierung von Gewinnern und Verlierern statistisch abgesichert ist, sind diese durch sehr unterschiedliche Fehlerraten charakterisiert. Unter der Fehlerrate soll hier der Prozentsatz der falsch vorhergesagten Verlierer bzw. Gewinner verstanden werden, also solcher Arten, die das/die Kriterien erfüllen, aber in der Pfalz nicht die entsprechende Veränderung im Bestand seit 1950 zeigen (Tabelle 5.6). Von den 32 Tagfalterarten mit einer kurzen Flugzeit und wenigen Generationen zeigten tatsächlich nur 26 auch einen Bestandsrückgang in der Pfalz (Fehlerrate = 18,75%) und von den 37 der dort bodenständigen Offenland-Arten zeigen 28 einen Bestandsrückgang (Fehlerrate = 24,32%). Beide Kriterien zusammen werden von nur noch 21 Arten der Pfalz erfüllt, von denen für 17 tatsächlich auch ein Bestandsrückgang zu verzeichnen ist (Fehlerrate = 19,04%). Die biogeographische Verbreitung einer Art kategorisiert 59 Arten als Gewinner des Klimawandels in der Pfalz, obwohl tatsächlich nur bei 16 Arten positive Bestandänderungen beobachtet wurden (Fehlerrate = 72,88%).

Die Fehlerrate unserer Klassifizierung differiert also sehr stark zwischen Gewinnern und Verlierern, sie spiegelt größtenteils aber den Erklärungsanteil an der Gesamtvariabilität aus der zugrunde liegenden Hauptkomponentenanalyse wider. Eine kurze Flugzeit zusammen mit einer niedrigen Generationszahl (Verlierer) hat den höchsten Erklärungsgehalt und liefert auch die niedrigste Fehlerrate, das Kriterium Offenland-Art (Verlierer) hat bereits einen deutlich niedrigeren Erklärungsgehalt und auch eine höhere Fehlerrate als bei beiden Merkmale Flugzeit und Generationenzahl zusammen. Den niedrigsten Erklärungsgehalt in der Hauptkomponentenanalyse besitzt die biogeographische Verbreitung. Sie zeigt damit bei der Kategorisierung einer Art als Gewinner auch die höchste Fehlerrate. Offenland-Arten mit einer kurzen Flugzeit und wenigen Generationen werden mit einer etwa gleich hohen Fehlerrate als Verlierer eingestuft, die sich auch ohne eine Berücksichtigung ihres Habitats ergibt.

Eine kurze Flugzeit bedeutet für eine Art, dass den Weibchen nur eine kurze Periode im Jahr zur Verfügung steht, um ihre Eier abzulegen. Da Flugzeiten bei Tagfaltern zudem negativ mit der Anzahl der Generationen im Jahr korreliert sind, haben Arten mit kürzeren Flugzeiten meist auch nur eine Generation pro Jahr (KOMONEN et al. 2004). Lebenszyklen von poikilothermen Insekten sind das Ergebnis einer evolutiven Anpassung an den erwarteten jährlichen Verlauf der Temperatur (aber auch Niederschlag, Photoperiode). Ihre Anpassung gewährleistet möglichst gute Entwicklungsbedingungen für ihre verschiedenen Lebensstadien und erzeugt die für eine Art charakteristische Phänologie. Veränderungen im Jahresverlauf von abiotischen Faktoren resultieren in Verschiebungen der Phänologie von Arten, bedeuten

aber auch, dass die Lebensbedingungen für ihre Lebensstadien möglicherweise nicht mehr optimal sind. Es ist daher zu erwarten, dass stark spezialisierte Arten, die auf einen kurzen Zeitraum im Jahr für ihre Reproduktion angewiesen sind, stärker negativ auf solche Änderungen reagieren als Arten mit längeren Flugzeiten. Diese Erwartung konnte durch unsere Ergebnisse eindeutig bestätigt werden. Überwiegend Tagfalter mit kurzen Flugzeiten und wenigen Generationen pro Jahr zeigen seit 1950 Bestandsrückgänge in der Pfalz und lassen einen Einfluss des Klimas aufgrund der obengenannten Zusammenhänge vermuten (Tab. 5.6).

Offenland-Arten wurden von unserer statistischen Analyse als Verlierer identifiziert. Die von ihnen bevorzugten Habitate (Wiesen, Weiden, Brachen und Äcker oder Sträucher) waren in der Pfalz in den letzten Jahrzehnten starken Veränderungen und Rückgängen unterworfen. Neben intensiver Landwirtschaft (z. B. intensive Beweidung, Düngung, Aufforstung, Änderungen in der Nutzung von Magerrasen, Mooren oder Heiden) wurden durch Verbuschung, aber auch durch Bebauung (z. B. Flächenversieglung, Ausbau der Verkehrsinfrastruktur) und nicht zuletzt Umweltverschmutzung bedeutende Lebensräume für Tagfalterarten verändert oder zerstört (SCHULTE et al. 2007, SETTELE et al. 2008, 2009). In den Landkreisen Rhein-Pfalz-Kreis und Germersheim, in denen vor 1950 die meisten der ausgestorbenen/verschollenen Tagfalter noch heimisch waren, nahm der Anteil der Siedlungs- und Verkehrsflächen bis 2007 von 13,3% auf 21,5% bzw. von 9,4% auf 15,2% zu (Statistisches Landesamt Rheinland-Pfalz 2008). Ob der Klima- und/oder der Landschaftswandel für den Rückgang der Offenland-Arten in der Pfalz tatsächlich verantwortlich sind, bleibt zu klären.

Die meisten der sich in der Pfalz ausbreitenden Tagfalterarten besitzen eine gesamteuropäische oder zentral- und südeuropäische Verbreitung. Die Pfalz liegt damit entweder zentral in ihrem Verbreitungsgebiet (gesamteuropäisch) oder am nördlichen Rand. Die beobachtete Ausbreitung solcher Arten entspricht unseren Erwartungen aus der Literatur. Populationen im Zentrum ihres Verbreitungsgebietes unterliegen einem geringeren Selektionsdruck hinsichtlich Umweltfaktoren als solche am Rande des Verbreitungsgebietes der gleichen Art (KOMONEN et al. 2004). Populationen im Zentrum des Verbreitungsgebietes haben daher meist eine höhere ökologische Plastizität und können deshalb Umweltänderungen besser tolerieren als solche mit geringer Plastizität. Ein wichtiger Prozess in Populationen am Rande ihres Verbreitungsgebietes ist die Dispersion von Individuen, die ihnen ermöglicht, ständig neue Habitatflächen zu erkunden, um letztendlich das Verbreitungsgebiet der Art zu vergrößern. Der Klimawandel, der mit einer Zunahme der Temperatur einhergeht, erhöht den Erfolg dieses Erkundungsprozesses, da er Gebiete nördlich des ehemaligen Verbreitungsgebiets für eine Art bewohnbar macht (GONZÁLEZ-MEGÍA et al. 2008). Populationen am nördlichen Rand des Verbreitungsgebiets von Arten mit längeren Flugzeiten sollten damit stärker vom Klimawandel profitieren als Arten mit kurzen Flugzeiten (WALTHER et al. 2009, ROBINET & ROQUES 2010). Diese Beobachtung (WALTHER et al. 2009, ROBINET & ROQUES 2010) deutet darauf hin, dass sich Tagfalterarten mit kurzen Flugdauern in Zukunft eher nicht ausbreiten und damit zu Neozoen werden.

Während die von uns identifizierten vier ökologischen Merkmale durch andere Studien bestätigt sind (WARREN et al. 2001, KOTZE & O´HARA 2002, SWAAY et al 2006), hatte die Dispersionsfähigkeit und Temperaturpräferenz unerwartetermaßen (WARREN et al. 2001, BEAUMONT & HUGHES 2002, KOMONEN 2004, SETTELE et al. 2008, PÖYRY et al. 2009) keinen signifikanten Anteil an der Erklärung der beobachteten Gesamtvariabilität in den Merkmalen der bodenständigen Tagfalterarten, die Bestandsveränderungen seit 1950 in der Pfalz gezeigt haben. Eine gute Dispersionsfähigkeit von Individuen sollte z. B. die Ausbreitung von Arten an ihrem nördlichen Rand des Verbreitungsgebietes begünstigen, ebenso die Besiedlung von durch den Klimawandel neu entstandenen, bisher unbesiedelten Habitatflächen oder auch überlebensfähige Metapopulationen ermöglichen. Ebenso wäre zu erwarten, dass Wärme liebende Arten eine Temperaturerhöhung besser tolerieren können als solche, die in kühleren Habitaten leben und daher eher zu den Gewinnern des Klimawandels zählen sollten. Dass diese Merkmale von der statistischen Analyse nicht ausgearbeitet werden konnten, könnte in den topographischen Eigenschaften der Pfalz und den dort lebenden Tagfalterarten begründet sein. Gibt es in der Pfalz keine oder nur wenige Tagfalterarten, für die die obengenannten Szenarien tatsächlich zutreffen, so kann die Hauptkomponentenanalyse solche Merkmale auch nicht identifizieren. Diese Beobachtung zeigt, dass die von uns ermittelten Merkmale von Gewinnern und Verlierern des Klimawandels strenggenommen nur lokal (in Rheinland-Pfalz?) anwendbar sind. Eine großräumige Kategorisierung von Arten erfordert aber die Erweiterung unserer Analyse auf einen größeren geographischen Raum (z. B. Süddeutschland, wie bei den ökologischen Nischenmodellen), ähnlich wie in der Arbeit von SETTELE et al. (2008), in der Bestandsänderungen sogar in ganz Europa untersucht wurden. Nur in einem großen geographischen Raum können viele Merkmalskombinationen unter den unterschiedlichsten Klima- und Landnutzungsänderungen getestet werden, wobei in der Arbeit von SETTELE et al. (2008) Klima- und wenige Bodenvariablen, insbesondere aber leider keine Landnutzungsvariablen, berücksichtigt wurden. Dass nicht nur das Klima, sondern auch die Landnutzung und andere Umweltfaktoren einen Einfluss auf die Verbreitung von Tagfaltern besitzen, konnte durch die Ergebnisse unserer Einzelarten-Nischenmodelle (Tab. 5.2) bestätigt werden.

Für keinen der drei Faktoren aus der Hauptkomponentenanalyse ist ein Umkehrschluss hinsichtlich der Kategorisierung von Tagfalterarten als Gewinner oder Verlierer des Klimawandels möglich. Tagfalterarten mit langer Flugzeit und vielen Generationen pro Jahr sowie Nicht-Offenland-Arten (Waldrand und Wald assoziierte Biotope, Ubiquisten) sind nicht notwendigerweise Gewinner des Klimawandels. Ebenso sind die Verlierer des Klimawandels nicht notwendigerweise Arten mit einem nord- oder zentraleuropäischen Verbreitungsgebiet, wobei das Verbreitungsgebiet ohnehin nur einen geringen Erklärungsgehalt besitzt. Dass z. B. Waldarten aber auch nicht zwingend vom Klimawandel profitieren müssen, wurde in der Studie von BONELLI et al. (im Druck) auf einer größeren geographischer Ebene (Italien) gezeigt. Hygrophile Tagfalter des Laubwalds sind gegenwärtig die größten Verlierer des Klimawandels in Italien. Dennoch könnte auch hier der von uns untersuchte kleine geographische Raum und dessen klimatische Gegebenheiten es verhindert haben Gewinner und Ver-

lierer des Klimawandels basierend auf unterschiedlich starken Ausprägungen einzelner Merkmale (kurze vs. lange Flugzeit, ...) eindeutig zu kategorisieren.

Insgesamt vier der 61 untersuchten bodenständigen Tagfalterarten besitzen Merkmalskombinationen, die Verlierer auszeichnen (kurze Flugzeit, wenige Generationen und Offenland-Art), die aber dennoch in ihren Populationsgrößen und ihrer Ausbreitung deutliche Ausbreitungstendenzen zeigen (Tabelle 5.6). Dies sind der Ehrenpreis-Scheckenfalter (*Melitaea aurelia*), der Mädesüß-Perlmutterfalter (*Brenthis ino*), der Kleine Schlehenzipfelfalter (*Satyrium acaciae*) und der Violette Feuerfalter (*Lycaena alciphron*). Ihre positive Bestandentwicklung im Offenland wird trotz starker Spezialisierung wird durch günstigere Witterungsbedingungen (als Resultat des Klimawandels), Landnutzungsaufgabe und damit einhergehende Bestandszunahme der für die Eiablage oder Raupen benötigten Pflanzenart und/oder die gute Dispersionsfähigkeit der Art erklärt (SCHULTE et al. 2007). Diese Tagfalterarten zeigen deutlich, dass die Auswirkungen von Klima und Landnutzung auf Biodiversität nicht voneinander isoliert betrachtet werden dürfen, wenn man belastbare Prognosen zur Zusammensetzung zukünftiger Lebensgemeinschaften erstellen möchte.

Dass Änderungen in Klima- und Landnutzung zusammen tatsächlich einen bedeutenden Einfluss auf die zukünftige Verteilung der Tagfaltenarten haben werden, bestätigt ebenfalls ein Vergleich unserer Ergebnisse mit den Prognosen aus SETTELE et al. (2008), die die Autoren für Europa erstellt haben (Tabelle 5.6). In der Pfalz zeigten seit 1950 bereits 45 der dort bodenständigen Tagfalterarten Rückgänge in ihrem Bestand, während von SETTELE et al. (2008) europaweit nur 35 Arten als signifikant gefährdet durch den Klimawandel eingeschätzt werden (AUC > 0,75, Verlust an besetzten Rastereinheiten >0). Für die übrigen Arten besteht eine sogenannte potentielle Gefährdung, das heißt, dass entweder kein oder ein Verlust an Rasterzellen vom Modell prognostiziert wird (0-100%), aber kein eindeutiger Klimaeinfluss für die Art statistisch nachweisbar ist (AUC $\leq$ 0,75). Die niedrigen AUC-Werte der von den Autoren erstellten Nischenmodelle für diese Arten könnten durch die Vernachlässigung der Landnutzung als Erklärungsparameter für die aktuelle Verbreitung der Arten durch die Autoren verursacht worden sein. Von den statistisch abgesicherten 35 Verlierern Europas zeigen 27 auch einen Bestandsrückgang in der Pfalz, 8 hingegen verzeichnen Bestandszunahmen. Von den 45 Arten der Pfalz mit rückläufiger Bestandsentwicklung sind nach SETTELE et al. (2008) zukünftig 24 gefährdet, während für 21 nur eine potentielle Gefährdung besteht. Diese beiden unterschiedlichen Ergebnisse zur Auswirkung des Klima- und Landschaftswandels auf verschiedenen räumlichen Skalen belegen, dass sich lokale Prozesse stark von globalen Prozessen in Lebensgemeinschaften unterscheiden können. **Die großräumige Veränderung in der Verbreitung von Arten wird aber auf lokaler Ebene bestimmt.** Ein **lokales Monitoring** der zeitlichen Entwicklung von Lebensgemeinschaften ist daher unabdingbar, um die globalen Prozesse zu verstehen und zu ermöglichen.

Tab. 5.6: Bestandsentwicklung der 61 bodenständigen Tagfalter in der Pfalz (ΔB), Anzahl der Generationen pro Jahr (#Gen), Flugzeit in Monaten (FZ), bevorzugtes Habitat (H) und biogeographische Verbreitung (V), sowie Einstufung ihrer zukünftigen Gefährdung in Europa (Risiko, nach SETTELE et al. 2008). Datengrundlage für die Einschätzung der Bestandsentwicklung und der ökologischen Merkmale der Arten war SCHULTE et al. (2008). ΔB: -P: Rückgang der Populationsgrößen, -V: Rückgang der Verbreitung, -PV: Rückgang der Populationsgrößen und der Verbreitung, +P: Zunahme der Populationsgrößen, +V: Zunahme der Verbreitung, +PV: Zunahme der Populationsgrößen und der Verbreitung;

H: O: Offenland (Wiesen, Weiden, Brachen, Äcker), OS: Offenland mit Sträuchern, S: Sträucher, WB: Waldrand und andere Waldbiotope, W: Wald, U: Ubiquist;

V: S: südeuropäisch, Z: zentraleuropäisch, SZ: süd- und zentraleuropäisch, NZ: nord- und zentraleuropäisch, G: gesamteuropäisch;

Risiko: HHR: “very high climate change risk”, HR: “high climate change risk”, R: “high climate change risk”, LR: “lower climate change risk”, PR “potential climate change risk”. Die Einschätzung der zukünftigen Gefährdung der Tagfalterarten wurde von SETTELE et al. (2008) mit ökologischen Nischenmodellen abgeschätzt. Bei der Modellentwicklung wurden von den Autoren Klima- und wenige Bodenvariablen, insbesondere aber keine Landnutzungsvariablen, berücksichtigt.

Rot: Bestandsentwicklung in der Pfalz (ΔB), Merkmale von Verlierern des Klimawandels (#Gen, FZ, H), signifikante Gefährdung in Europa (Risiko); Grün: Merkmal eines Verlierers des Klimawandels (V).

Art	Abk.	ΔB	#Gen	FZ	H	V	Risiko
Aphantopus hyperantus	Aph	+PV	1	2	U	G	HR
Aporia crataegi	Apc	**-PV**	1	3	S	G	PR
Araschnia levana	Ara	+PV	2-3	5	W	Z	HR
Argynnis aglaja	Arl	**-PV**	1	2-3	WB	G	R
Argynnis niobe	Arn	**-P**	1	1	**O**	SZ	PR
Argynnis paphia	Arp	+V	1	3-4	U	G	R
Aulocera circe	Auc	**-P**	1	3	W	S	HR
Boloria dia	Bod	+PV	3-4	5-6	**OS**	SZ	HR
Boloria euphrosyne	Boe	**-PV**	1	2-3	W	Z	PR
Boloria selene	Bos	**-V**	2	5-6	WB	NZ	PR
Brenthis daphne	Brd	+V	1	1	W	SZ	R
Brenthis ino	Bri	+V	1	2	**O**	G	HR
Carcharodus alceae	Caa	**-PV**	2-3	6-7	U	SZ	PR
Chazara briseis	Chb	**-V**	1	2	**O**	SZ	HR
Coenonympha glycerion	Cog	**-V**	1	1-2	**O**	G	R
Coenonympha pamphilus	Cop	**-P**	3-4	5	**OS**	G	PR
Coenonympha tullia	Cot	**-V**	1	1-2	**O**	NZ	R
Colias hyale	Coh	**-P**	3-4	6-7	**OS**	Z	HR
Cupido argiades	Cua	+PV	3-4	5-6	**OS**	SZ	R
Erynnis tages	Ert	**-PV**	2-3	5-6	**O**	G	PR
Glaucopsyche alexis	Gla	**-V**	1	2-3	**OS**	G	PR
Issoria lathonia	Isl	+PV	3-4	7-8	**OS**	G	HR
Lasiommata megera	Lam	+P	3	6	**OS**	SZ	PR
Limenitis camilla	Lic	**-P**	1	4	W	Z	HR
Limenitis reducta	Lir	**-P**	1	2	WB	S	R

Lopinga achine	Loa	**-P**	1	1	U	Z	R
Lycaena alciphron	Lya	+PV	1	2	**OS**	SZ	HR
Lycaena dispar	Lyd	+PV	2	4	**O**	Z	R
Lycaena hippothoe	Lyh	**-PV**	1	2	**O**	G	R
Lycaena phlaeas	Lyp	**-P**	4-5	7-8	U	G	PR
Lycaena tityrus	Lyt	**-V**	2	5	**O**	SZ	HR
Maculinea alcon	Mal	**-V**	1	2	**O**	SZ	HR
Maculinea arion	Maa	**-PV**	1	2	U	SZ	R
Maculinea teleius	Mat	**-PV**	1	2	**O**	Z	HHR
Maniola jurtina	Maj	**-P**	1	3	**O**	SZ	PR
Melanargia galathea	Meg	**-V**	1	3	**O**	SZ	R
Melitaea athalia	Mea	**-P**	1	2-3	WB	G	R
Melitaea aurelia	Meu	+PV	1	2	**O**	Z	HR
Melitaea cinxia	Mec	**-V**	1	2	**OS**	SZ	PR
Melitaea diamina	Med	**-PV**	1	4	**OS**	G	HR
Minois dryas	Mid	**-V**	1	2-3	**OS**	Z	HR
Nymphalis polychloros	Nyp	+PV	1	3-4	WB	G	PR
Papilio machaon	Pam	**-PV**	2-3	6-7	**O**	G	PR
Pararge aegeria	Paa	**-P**	2-3	6-7	WB	SZ	PR
Pieris napi	Pin	**-P**	3	6	U	G	PR
Pieris rapae	Pir	+PV	3	8	U	G	PR
Plebejus idas	Pli	**-V**	2	4	**OS**	G	PR
Polyommatus bellargus	Pob	**-V**	2-3	5-6	**OS**	SZ	PR
Polyommatus coridon	Poc	**-PV**	1	3	**OS**	SZ	HR
Polyommatus icarus	Poi	**-PV**	3	5-6	**O**	G	PR
Polyommatus seminargus	Pos	**-P**	2-3	6	**O**	G	LR
Pontia daplidice	Pod	**-PV**	1-2	4-5	**O**	G	PR
Pyrgus cirsii	Pyc	**-V**	1	1	**O**	SZ	HHR
Pyrgus malvae	Pym	**-V**	2	4-5	U	SZ	PR
Satyrium acaciae	Saa	+PV	1	1-2	**OS**	SZ	HR
Satyrium pruni	Sap	**-PV**	1	2	S	Z	R
Satyrium spini	Sas	**-V**	1	1-2	S	SZ	PR
Scolitantides baton	Scb	**-V**	1-2	4-5	**O**	S	HR
Thymelicus acteon	Tha	**-P**	1	2-3	**OS**	SZ	R
Thymelicus sylvestris	Ths	**-P**	1	2	**O**	SZ	PR
Vanessa atalanta	Vaa	+PV	4	8-9	U	G	PR

5.6.3 Gefäßpflanzen

Um mögliche Gewinner und Verlierer des Klimawandels zu identifizieren, haben wir für die Gefäßpflanzen die geographische Verteilung zweier wichtiger Merkmale, die Adaptionen der Pflanzen an das Klima widerspiegeln, analysiert. Die Lebensformtypen nach Raunkiaer (Abb. 4.2) kategorisieren die Gefäßpflanzen nach der Lage ihrer Überwinterungsknospen und reflektieren damit deren Temperaturtoleranz und insbesondere deren Überleben im Winter. Die ebenfalls von uns untersuchte Blattanatomie hingegen ist eine Anpassung der Pflanze an die Verfügbarkeit von Wasser (Abb. 4.3). TAUTENHAHN et al. (2008) konnten bereits zeigen, dass die Samenmasse auf regionaler Ebene mit der Bodenfeuchte negativ korreliert. Ziel unserer Untersuchung der regionalen Verteilung von Lebensform- und Blattanatomietypen war seinem Kriterium zwei weitere hinzuzufügen, die mögliche Gewinner und Verlierer unter den Gefäßpflanzenarten identifizieren können.

Für die beiden ökologischen Merkmale Lebensformtyp und Blattanatomie wurden von uns multiple Regressionsmodelle für die jeweiligen Merkmalsausprägungen (Tabellen 5.7, 5.8) erstellt. Diese erklären die Anzahl der Gefäßpflanzen in einem Messtischblatt (MTB), die eine spezifische Merkmalsausprägung besitzen. Der Kalibrierungsraum unserer Modelle zu den Gefäßpflanzen war Süddeutschland.

Lebensformtypen basierend auf Raunkiaer

Die Ergebnisse unserer Analyse beruhen auf den Verbreitungsdaten der FLORKART-Datenbank des Bundesamts für Naturschutz (www.floraweb.de), sowie der Kategorisierung der Gefäßdaten gemäß ROTHMALER & JÄGER (1996) aus der Datenbank BIOFLOR (KLOTZ et al. 2002). ROTHMALER & JÄGER (1996) unterscheiden insgesamt 9 Lebensformtypen. Vier der Lebensformen entsprechen Raunkiaer (Hydrophyten, Chaemophyten, Hemicryptophyten, Therophyten, Abb. 4.2), während die übrigen Gefäßpflanzen von ihnen unterschiedlich kategorisiert wurden (Macrophanerophyten, Nanophanerophyten, Pseudophanerophyten, Hemiphanerophyten, Geophyten). Da die Kartierung der Pflanzen in verschiedenen MTBs unterschiedlich intensiv war, haben wir aus den Verbreitungskarten aus FLORKART nur die MTBs in unseren Analysen berücksichtigt, in denen die 40 in Deutschland am weitesten verbreiteten Arten (KRAUSE 1998) auch kartiert wurden. Die Gruppe der Pseudophanerophyten, zu denen die Brombeerkleinarten (Gattung Rubus) gehören, konnte von uns nicht modelliert werden, da in FLORKART in vielen offensichtlich für Rubus-Arten geeigneten MTBs keine Vorkommen verzeichnet waren. Unsere Analysen basieren daher letztendlich auf insgesamt 1139 Gefäßpflanzen, für die die Anwesenheit in Süddeutschland nach 1950 nachgewiesen ist und die 8 Lebensformtypen zugeordnet werden können.

Tab. 5.7: Untersuchte Lebensformtypen. Die Kategorisierung der Gefäßpflanzen erfolgte nach ROTHMALER & JÄGER (1996).

Lebensformtyp	Erklärung
Hydrophyten	Wasserpflanzen, Überdauerungsorgane in der ungünstigen Jahreszeit im Wasser untergetaucht
Chaemophyten	Halb- und Zwergsträucher, und Polsterpflanzen, Erneuerungsknospen in Bodennähe
Therophyten	einjährige und zweijährige Kräuter, keine Überdauerungsorgane, überwintern als Samen, die besonders kälte- und trockenresistent sind
Geophyten	Mehrjährige Stauden, Überdauernsorgane im Boden (Zwiebeln, Knollen, Rhizome)
Hemicryptophyten	Mehrjährige Stauden, Erneuerungsknospen in Bodennähe, durch absterbendes Pflanzenmaterial geschützt
Hemiphanerophyten	Sträucher bis 0,5 m Höhe, kälteresistente Sprossknospen geschützt vor Austrocknung durch Schuppen
Nanophanerophyten	Sträucher mit 0,5 bis 5 m Höhe, kälteresistente Sprossknospen geschützt vor Austrocknung durch Schuppen
Macrophanerophyten	Bäume, kälteresistente Sprossknospen geschützt vor Austrocknung durch Schuppen

Eine erste Analyse der für Süddeutschland erzeugten Verbreitungskarten für die Gegenwart ergab für die Lebensformtypen verschiedene Häufigkeiten in den MTBs und Vorkommenszentren (Abb. 5.7). **Hydrophyten** gehören zu den selteneren Lebensformen in Süddeutsch-

land mit durchschnittlich 28,35 Arten pro MTB. Sie sind vornehmlich in der oberen und **mittleren Rheinebene** sowie in der Westfälischen Bucht zu finden. Es existieren aber auch Einzelvorkommen in der Nähe von Flüssen und größeren Seen. Chaemophyten haben eine ähnliche Häufigkeit mit durchschnittlich 33,67 Arten pro MTB. Sie kommen hauptsächlich in den höheren Regionen, und damit im Alpenvorland, den Alpen, im Schwarzwald, der Fränkischen Alb und der Schwäbischen Alb vor. **In Rheinland-Pfalz haben die Chaemophyten in den höheren Lagen der Eifel, des Westerwaldes, des Hunsrücks und des Pfälzer Waldes lokale Vorkommensmaxima**. **Geophyten und Hemicryptophyten** zeigen eine sehr ähnliche Verbreitung, die durch keine deutlichen Zentren charakterisiert ist. Diese beiden Gruppen sind **in** Süddeutschland und **Rheinland-Pfalz am häufigsten**, wobei die Hemicryptophyten (durchschnittlich 426,12 Arten pro MTB) weitaus häufiger als die Geophyten (durchschnittlich 89,10 Arten pro MTB) sind. Von den **Macrophanerophyten** gibt es in den MTBs durchschnittlich 45,10 Arten. Ihre **Verbreitungszentren liegen in Rheinland-Pfalz (Pfälzerwald und Hunsrück)**, im Saarland, in der Westpfälischen Bucht und im nördlichen Bayern. Die durchschnittliche Anzahl der Nanophanerophyten pro MTB war mit 30,73 Arten etwas geringer als die der Macrophanerophyten. Die **Verbreitungszentren der Nanophanerophyten sind aber nahezu identisch mit denen der Macrophanerophyten**, mit dem Unterschied, dass deren Zentren etwas kleiner sind als die der Macrophanerophyten. Die durchschnittliche Anzahl an Hemiphanerophyten beträgt 9,80 Arten pro MTB. Das einzige Verbreitungszentrum dieser Gruppe sind die Alpen. In allen anderen Regionen Süddeutschlands ist eine mehr oder weniger gleichmäßige Verteilung der Hemiphanerophyten über die MTBs zu finden. Die **Therophyten** haben mit 67,92 Arten die dritthöchste durchschnittliche Anzahl pro MTB in Süddeutschland. Die **Verbreitungszentren dieser Gruppe liegen im Hunsrück, im Pfälzer Wald**, im Taunus, **entlang des Rheins**, in der Westfälischen Bucht und im nördlichen Bayern.

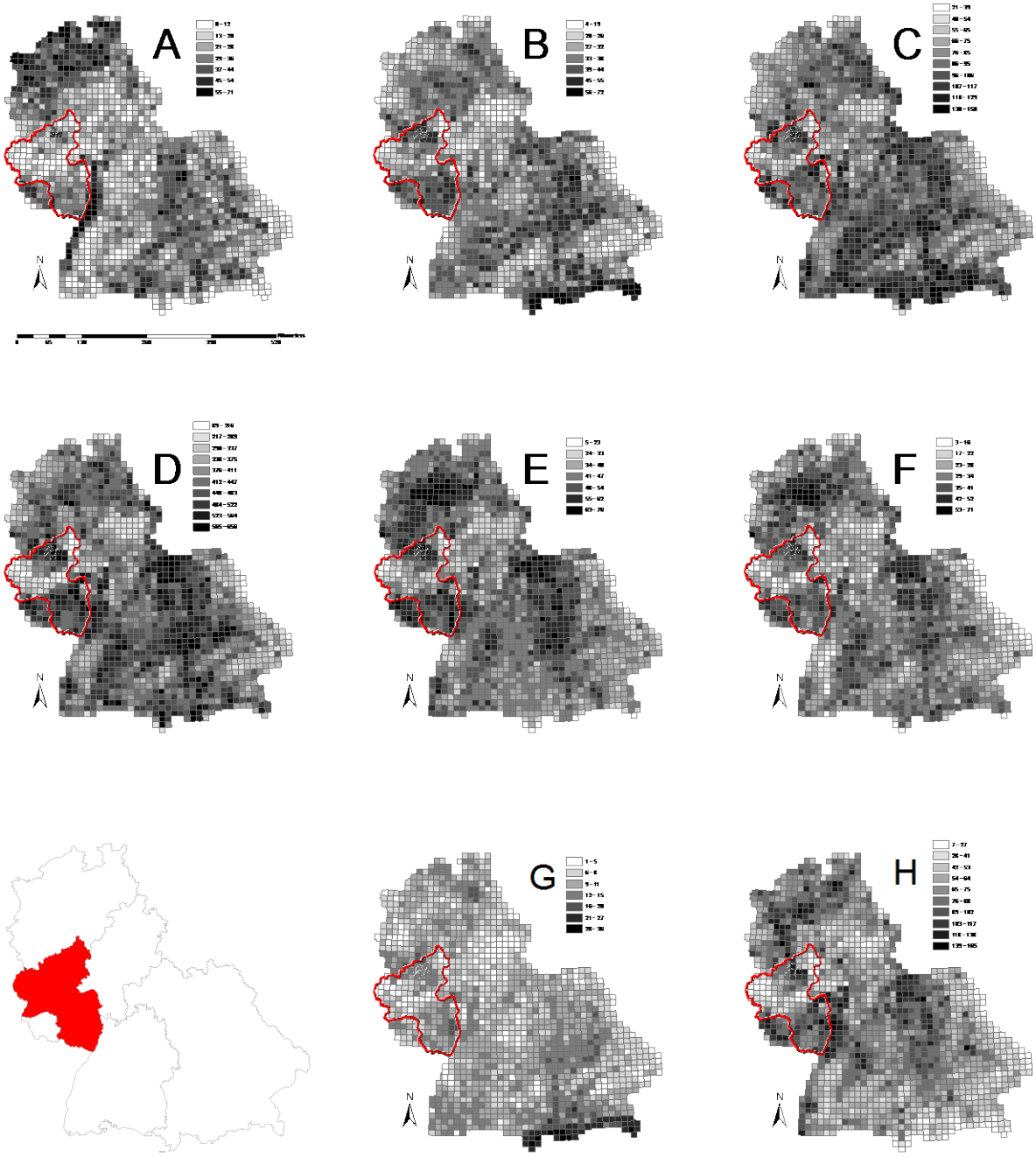


Abb. 5.7: Gegenwärtige Verbreitung der Lebensformtypen in Süddeutschland. A) Hydrophyten, B) Chaemophyten, C) Geophyten, D) Hemicryptopyhten, E) Macrophanerophyten, F) Nanophanerophyten, G) Hemocryptophyten, H) Therophyten.

Alle für die Lebensformtypen erstellten Modelle hatten einen niedrigen Erklärungsgehalt (43,97% bei Chaemophyten bis 49,90% bei Macrophanerophyten). Für das Vorkommen der Hydrophyten fanden wir aber dennoch einen signifikanten starken positiven Zusammenhang

mit der mittleren Jahrestemperatur. Für die Chaemophyten und die Therophyten ergab sich ein stark signifikanter positiver Zusammenhang mit dem Mittelwert der Temperatur im Sommer (Juni, Juli, August) und ihrem Vorkommen. Ein indirekter stark signifikanter Temperatureinfluss auf das Vorkommen über die minimale topographische Höhe im MTB identifizierten wir für die Hydrophyten (positiv), Hemicryptophyten (negativ), Hemiphanerophyten (negativ) und auch für die Chaemophyten (negativ). Der Anteil der durch Klima direkt erklärten Varianz an der Gesamtvarianz war bei den Chaemophyten am niedrigsten (3,80%), gefolgt von den Hydrophyten (16,05%) und am höchsten bei den Therophyten (27,17%). Die Topographie erklärte mit 0,83% bei den Hemicryptophyten den geringsten Anteil an der Gesamtvariabilität, bei den Chaemophyten 2,80%, bei den Hemiphanerophyten 4,96% und bei den Hydrophyten 7,59%. Der indirekte Einfluss des Klimas auf die Lebensformen war damit generell niedriger als der direkte Einfluss. Für die Verbreitung der Chaemophyten, Geophyten, Hemicryptophyten und Hemiphanerophyten waren die Bodenparameter die wichtigsten Erklärungsparameter, und für die übrigen Lebensformen die Landnutzung. Die räumliche Autokorrelation in den Verbreitungsdaten liefert bei allen Lebensformen den höchsten Beitrag an der Erklärung der Gesamtvariabilität (28,12% bei Hydrophyten bis 73,63% bei Hemiphanerophyten).

Die Verbreitung der einzelnen Lebensformtypen in Süddeutschland spiegelt deren auf ihrer Ökologie basierende Klassifizierung wieder. So finden sich die Hydrophyten (Wasserpflanzen deren Überdauerungsorgane in der ungünstigen Jahreszeit im Wasser untergetaucht sind) hauptsächlich in durch Gewässer geprägten MTBs. Ihre statistische Präferenz der niedrigen Höhenlagen spiegelt im Wesentlichen die Flussebenen wieder. Chaemophyten (Halb- und Zwergsträucher, und Polsterpflanzen, die ihre Erneuerungsknospen in Bodennähe haben) sind angepasst an höhere Regionen, die kälter sind, sie finden sich daher signifikant häufiger in MTBs mit einer hohen topographischen Minimalhöhe. Therophyten (einjährige und zweijährige Kräuter) haben keine Überdauerungsorgane, sie überwintern als Samen, die besonders kälte- und trockenresistent sind, und sind daher weit verbreitet, aber insbesondere auch noch in höheren Regionen zu finden. Die Häufigkeit der Hydrophyten, Chaemophyten und Therophyten nimmt signifikant mit einer Zunahme der Temperatur zu. Für Hydrophyten könnte dies wieder durch die niedrigen Höhenlagen der Flussebenen, die zugleich wärmer (Jahresmitteltemperatur) sind, erklärt werden. Chaemophyten und Therophyten hingegen sind kälteangepasst, die statistische Präferenz von wärmeren Sommern könnte damit begründet werden, dass sie auf Grund der wärmeren Sommer mehr Energie in der Vegetationsperiode zur Verfügung haben, von der neben dem individuellen Wachstum auch ihre Erneuerungsstrukturen in Anzahl und Qualität (Knospen, Samen) profitieren. Geophyten und Hemicryptophyten zeigen eine sehr ähnliche Verbreitung, die durch keine deutlichen Zentren charakterisiert ist. Geophyten haben ihre Überdauerungsorgane im Boden (Zwiebeln, Knollen, Rhizome), während Hemicryptophyten Erneuerungsknospen in Bodennähe haben, die durch absterbendes Pflanzenmaterial geschützt sind. Diese beiden Lebensformtypen sind an keine extremen Standorte angepasst. Ihre Verbreitung spiegelt damit im Wesentlichen die Abwesenheit in extremeren Standorten wider sowie den Einfluss des Bodens. Phanerophyten sind immergrüne und sommergrüne Bäume (Macrophanerophyten) und Sträucher (He-

miphanerophyten, Sträucher bis 0,5 m Höhe; Nanophanerophyten Sträucher mit 0,5 – 5 m Höhe). Ihre Sprossknospen sind kälteresistent und durch Knospenschuppen vor dem Austrocknen geschützt. Die Verbreitungszentren der Macrophanerophyten und Nanophanerophyten decken sich wie erwartet mit den großen Waldgebieten in Süddeutschland. Dies erklärt auch die beobachtete statistische Abnahme ihrer Anwesenheit mit zunehmender Landnutzung. Die Hemiphanerophyten haben ihr Verbreitungszentrum in den Alpen. Nur noch kleine auf wenige Nährstoffe (Boden) angewiesene Pflanzen, die diese Gruppe bilden, können in höheren Lagen überleben. Hemiphanerophyten reagieren folglich negativ auf niedrige minimale Höhen in MTBs, wie vom Modell auch erkannt wurde.

Die von uns erstellten Modelle zu den 8 Lebensformtypen hatten generell eine niedrige Güte, die aber durch die Studie von HANSPACH et al. (2010) bestätigt wird. Diese Autoren modellierten die Verbreitung von 638 Gefäßpflanzen in Europa auf einem Raster von 50 km x 50 km. Sie untersuchten den Einfluss von 8 ökologischen Merkmalen, einschließlich der von uns studierten Lebensformtypen auf die Modellgüte (quantifiziert über drei unterschiedliche Maße, einschließlich AUC) des für die einzelne Art erstellten ökologischen Nischenmodells. Die Autoren konnten zeigen, dass das Merkmal Lebensformtyp über alle modellierten Arten hinweg betrachtet keinen signifikanten Beitrag zur Güte des Modells liefern konnte. Ihre Schlussfolgerung, dass dies auf ein zu grobes geographisches Raster zurückzuführen sein könnte, kann basierend auf unserer Studie, die auf der Ebene von MTBs arbeitet und einen Klimaeinfluss statistisch nachweisen kann, jedoch ausgeschlossen werden.

Wir konnten zudem zeigen, dass die räumliche Autokorrelation in den Verbreitungsdaten ein weiteres Problem bei der Modellierung der Lebensformtypen darstellt. Die Autokorrelation in unseren Verbreitungsdaten der Lebensformtypen ist aber nur signifikant für die unmittelbar benachbarten MTBs (und nicht für weiter entfernt liegende) und damit auf der Ebene eines 50 km x 50 km Rasters, das von HANSPACH et al. (2010) gewählt wurde, wieder vernachlässigbar. Die räumliche Autokorrelation musste daher von diesen Autoren nicht in ihren Analysen berücksichtigt werden. Eine ähnlich hohe Autokorrelation wie in unserer Studie wurde jedoch auch von KÜSTER et al. (2011) in einer Studie zur geographischen Verbreitung von Blattanatomie-Typen in Deutschland auf einem ca. 12 km x 11 km Raster gefunden (s.u.).

Unsere Ergebnisse hinsichtlich der Bedeutung der Klima-, Boden- und Landnutzungsparameter unterscheiden sich stark von den Ergebnissen von POMPE et al. (2008). Diese Autoren erstellten für 845 Gefäßpflanzen ökologische Nischenmodelle für Deutschland für ein 50 km x 50 km Raster. Auf dieser räumlichen Ebene erklärte das Klima im Durchschnitt über alle Arten den höchsten Anteil der Gesamtvariabilität (59 ± 12%), gefolgt vom Boden (25 ± 10%) und der Landnutzung (16 ± 7%). In unserer Studie hingegen hatten Boden (Mittelwert 19,57%, 4,55% bis 35,87%) und Landnutzung (19,29%, 7,98% bis 28,6%) einen ähnlich hohen Anteil wie in der Untersuchung von POMPE et al. (2008), der direkte (5,34%, 0 % bis 27,17%) und indirekte (Topographie, 1,80%, 0,83% bis 7,59%) Klimaeinfluss war jedoch in dieser Studie deutlich geringer. Diese Unterschiede könnten möglicherweise durch das gröbere geographische Raster und die hohe räumliche Autokorrelation erklärt werden. Zudem könnten in ihrer Stichprobe der Gefäßpflanzen Deutschlands einzelne Lebensformtypen im

Vergleich zu unserem Datensatz über- oder unterrepräsentiert sein, was einen systematischen Fehler in der Schätzung der Bedeutung von Klima, Boden und Landnutzung verursacht haben könnte. Nicht zuletzt wurden die Nischenmodelle von POMPE et al. (2008) auf einem sehr viel größeren geographischen Raum als Süddeutschland kalibriert, der eine größere Variabilität in den Klima-, Boden- und Landnutzungsparametern abbildet und generell bessere Modelle erwarten lässt. Auch die von ihnen getesteten Klimavariablen unterscheiden sich etwas von den in unserer Studie getesteten Variablen, aber auch die verwendeten unterschiedlichen Methoden zur Regionalisierung der Klimadaten könnten eine wichtige Rolle gespielt haben.

Unsere Zukunftsprojektionen zur Verbreitung der klimasensiblen Lebensformtypen (Hydrophyten, Chaemophyten und Therophyten) spiegeln die Höhe des geschätzten Einflusses des Klimas auf die Lebensform wider. Zwischen den von uns standardmäßig untersuchten beiden Zukunftsszenarien ergaben sich demzufolge auch nur geringfügige Unterschiede. Die einzige Ausnahme bildeten die Chaemophyten. Deren Häufigkeiten waren im warm-trocken Szenario höher als im kalt-nass Szenario. **Gemäß unseren Projektionen und dem niedrigen Einfluss des Klimas werden sich die aktuellen Zentren aller klimasensiblen Lebensformtypen unter beiden Klimaszenarien kaum ändern.** Dennoch werden im Vergleich zur Gegenwart die Häufigkeiten der Gruppen in verschiedenen Zentren zunehmen. Die Hydrophyten werden vermutlich in Nordrhein-Westfalen häufiger werden, die Chaemophyten in der Fränkischen Alb und die Therophyten werden im Rhein-Main-Gebiet, entlang des Rheins und im Fichtelgebirge zunehmen.

Unsere Ergebnisse widersprechen damit wieder den Ergebnissen von POMPE et al. (2008). Diese Autoren prognostizieren deutliche Veränderungen im Artenreichtum für Deutschland, die im Südwesten (Rheinland-Pfalz) und Nordosten Deutschlands besonders stark ausgeprägt sein sollen. Mögliche Gründe für die unterschiedlichen Modellergebnisse wurden bereits weiter oben diskutiert.

Aus der Tatsache, dass sich die Zusammensetzung von Lebensformtypen in Rheinland-Pfalz (oder auch in jeder anderen geographischen Region) nur geringfügig ändern könnte, kann nicht geschlussfolgert werden, dass keine Änderung in der Zusammensetzung der Pflanzengesellschaften stattfinden wird. So konnten POMPE et al. (2010) mit Hilfe von 474 ökologischen Nischenmodellen für Europäische Pflanzenarten und einem ca. 12 km x 11 km Raster exemplarisch für zehn Hauptbiotoptypen Deutschlands zeigen, dass die damit gegenwärtig assoziierten Arten in Zukunft nicht unbedingt wieder zusammen vorkommen müssen. Im Vergleich zur Gegenwart fanden sie ebenfalls einen generellen Rückgang der Diversität, der positiv mit der Höhe der zukünftigen mittleren Jahrestemperatur korrelierte. Habitate, die einen hohen Anteil an gegenwärtig gefährdeten Arten besitzen, hatten eine signifikant geringere Diversität in der Zukunft. Die Unterschiede in den gegenwärtigen und zukünftigen Pflanzengesellschaften waren am größten für Gesellschaften nahe an oder über der Baumgrenze und in den Zwergstrauchheiden unterhalb der alpinen Zone, und sie waren am geringsten in urbanen und agrarisch geprägten Regionen. Für Wälder, die insbesondere in Rheinland-Pfalz einen hohen Flächenanteil besitzen, aber auch für Magerrasen wurden von

den Autoren ein durchschnittlicher Rückgang an Arten und eine durchschnittliche Änderungen in der Zusammensetzung der Lebensgemeinschaft prognostiziert. Für Wiesen und Weideflächen hingegen sind ähnliche geringe Änderungen zu erwarten, wie für urbane und agrarisch geprägte Regionen. Alle von den Autoren beschriebenen möglichen Effekte des Klimawandels waren wieder ausgeprägter im Südwesten und im Nordosten Deutschlands.

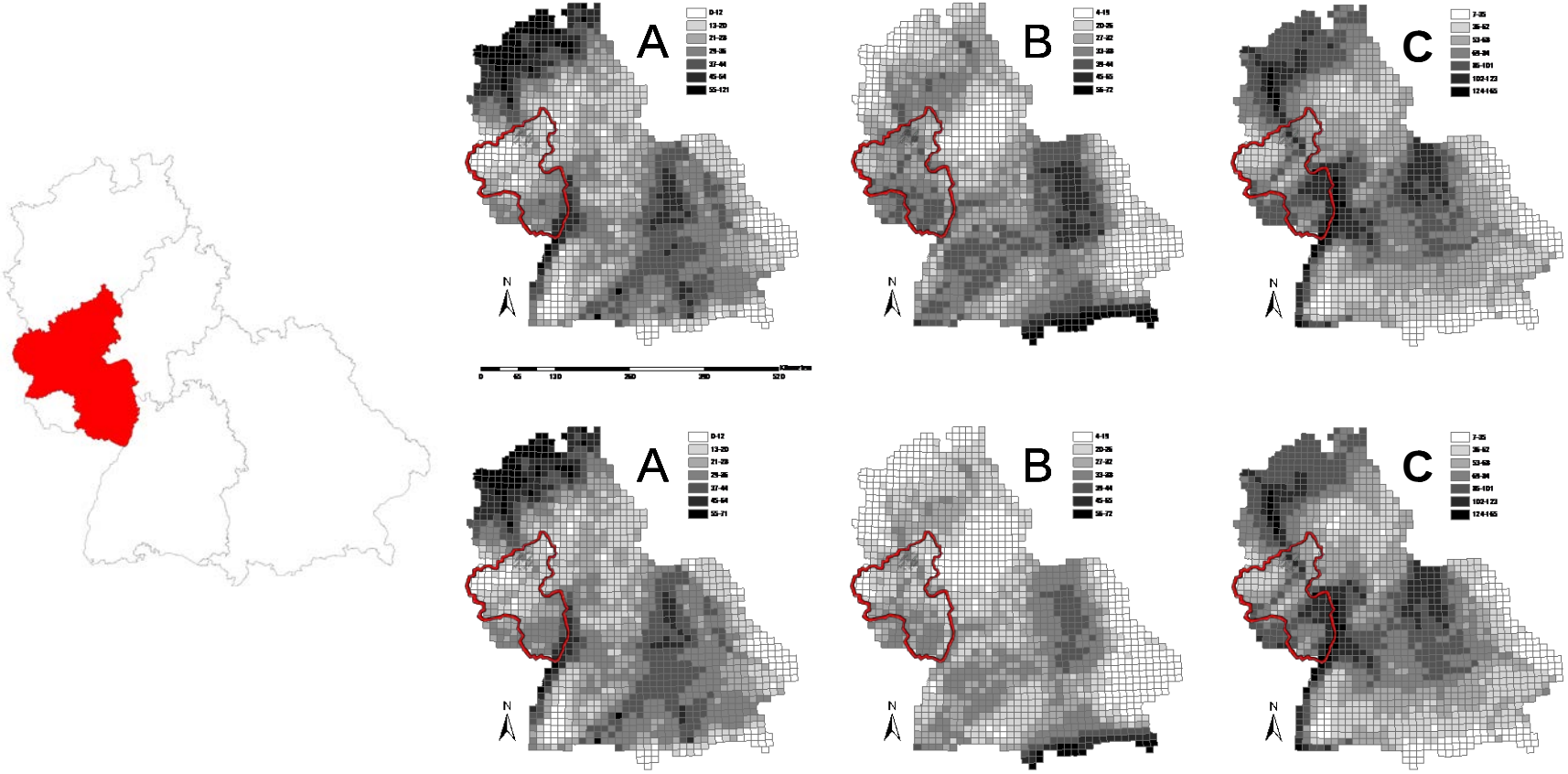


Abb. 5.8: Zukünftige Habitateignung für die drei klimasensiblen Lebensformtypen in Süddeutschland. Oben: A1B warm-trocken, unten: A1B kalt-nass; A) Hydrophyten, B) Chaemophyten, C) Therophyten.

Blattanatomie

Unsere Ergebnisse zur Analyse der geographischen Verbreitung bestimmter Blattanatomien basieren auf insgesamt 2742 Gefäßpflanzen. Die dazu erforderlichen Verbreitungsdaten für Süddeutschland stammen aus der FLORKART-Datenbank des Bundesamts für Naturschutz (www.floraweb.de) und der Datenbank BIOFLOR (KLOTZ et al. 2002). Die bei den Lebensformtypen genannten Einschränkungen bei der Auswahl der geeigneten Arten gelten auch für die Blattanatomietypen. Als Klassifizierung der Blattanatomie wurden von uns 6 Anatomien unterschieden: sukkulent, skleromorph, mesomorph, hygromorph, helomorph und hydromorph (Tab. 5.8).

Tab. 5.8: Untersuchte Blattanatomien. Die Kategorisierung der Blattanatomien der Gefäßpflanzen wurde aus der Datenbank BIOFLOR (KLOTZ et al. 2002) übernommen.

Blattanatomie	Erklärung
sukkulent	dicke Epidermis und Cuticula, wenige Stomata, Wasserspeicherung
skleromorph	dicke Epidermis und Cuticula, harte und steife Blätter
mesomorph	keine generellen anatomischen Besonderheiten, weiche Blätter bei Schatten- und Halbschattenpflanzen
hygromorph	weiche Blätter and dünne Epidermis und Cuticula
helomorph	viele Stomata und Leitbündel
hydromorph	Sehr wenige Stomata, weiche Leitbündel, Wasserpflanzen

Die Auswertung der Verbreitungskarten der Blattanatomien ergab verschiedene Häufigkeiten in den MTBs und **Vorkommenszentren für die Gegenwart** (Abb. 5.9). Gefäßpflanzen mit einer **sukkulenten Blattanatomie** sind am seltensten in Süddeutschland (durchschnittlich 7,2 Arten pro MTB) und finden sich hauptsächlich in den Bayrischen Alpen, im nördlichen Bayern (insbesondere in der Fränkischen Alb), und in Rheinland-Pfalz (**Hunsrück and Pfälzer Wald**). Pflanzen mit einer mesomorphen Blattanatomie sind am häufigsten im Vergleich zu denen mit anderen Anatomien (durchschnittlich 344,4 Arten pro MTB), während solche mit einer skleromorphen Anatomie deutlich seltener sind (durchschnittlich 63,5 Arten pro MTB). **Mesomorphe und skleromorphe Blattanatomietypen** zeigen dennoch eine ähnliche Verbreitung in Süddeutschland. Ihre **Zentren** liegen **in Rheinland-Pfalz**, den Alpen und dem nördlichen Bayern. Für die Pflanzen mit einer hydromorphen Anatomie lassen sich keine eindeutigen Verbreitungszentren erkennen. Die durchschnittliche Anzahl Pflanzen mit dieser Blattanatomie ist mit 56,2 Arten pro MTB intermediär. **Helomorphe und hygromorphe Blattanatomien** finden sich am häufigsten in durch Gewässer geprägten MTBs. So liegen ihre Verbreitungszentren in den MTBs **entlang des Rheins** und in der Westpfälischen Bucht sowie in Bayern und Baden-Württemberg in MTBs, die Seen und Flüsse enthalten. Pflanzen mit helomorpher Blattanatomie sind dabei häufiger (durchschnittlich 46,3 Arten pro MTB) als solche mit einer hygromorphen Anatomie (durchschnittlich 15,8 Arten pro MTB).

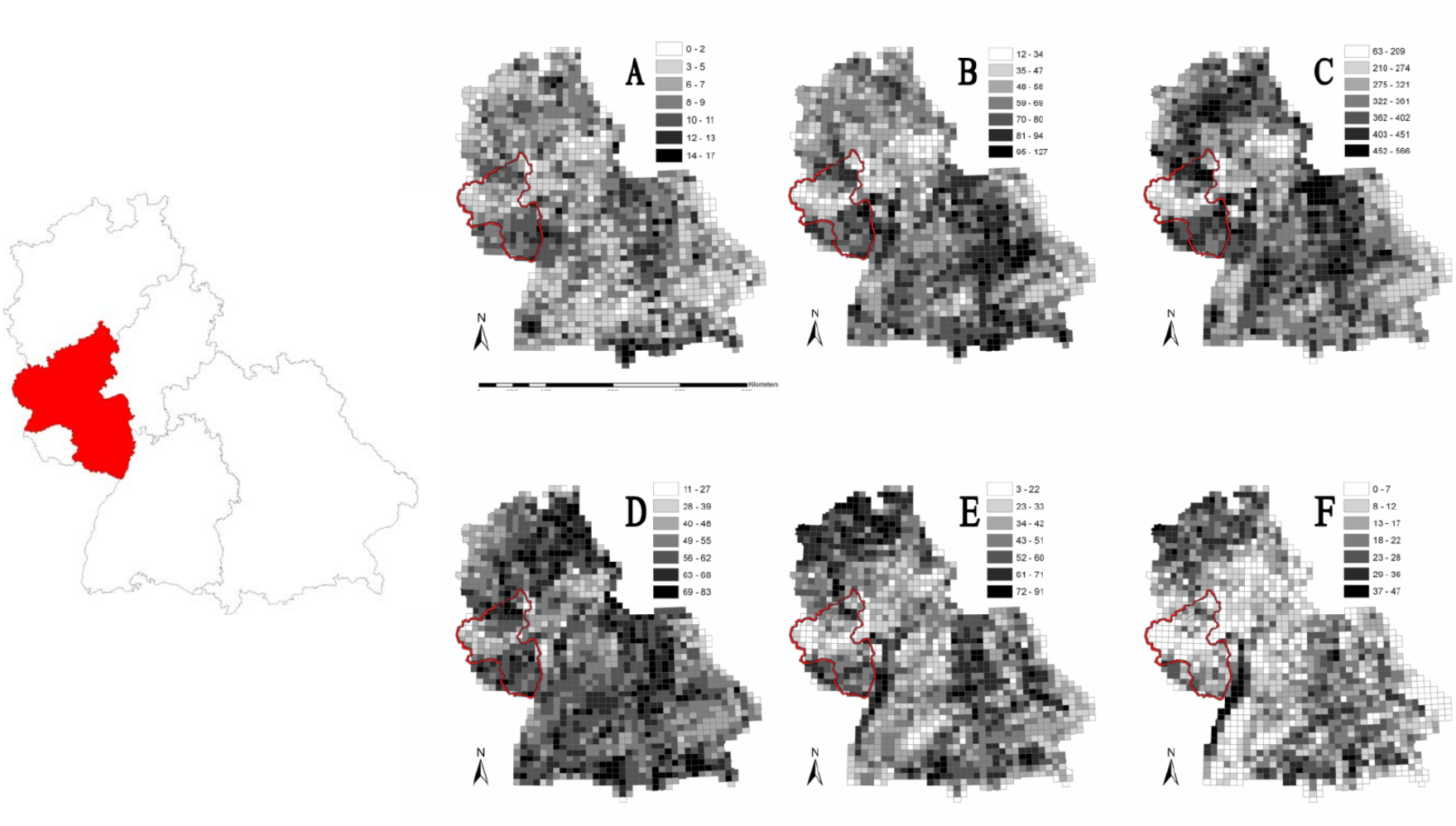


Abb. 5.9: Gegenwärtige Verbreitung der Blattanatomietypen in Süddeutschland. A) sukkulent, B) skleromorph, C) mesomorph, D) hygromorph, E) helomorph, F) hydromorph.

Unsere Modelle zur Erklärung der geographischen Verbreitung der Blattanatomien hatten zum Teil eine extrem niedrige Güte. Die durch die jeweiligen Modelle erklärte Varianz lag zwischen 6,97% (helomorph) und 27,87 (skleromorph). Für die skleromorphe und hydromorphe Blattanatomie ließ sich dennoch ein signifikanter Klimaeinfluss nachweisen. Mit zunehmender Sommertemperatur (mittlere Temperatur zwischen Juni und August) nimmt die Häufigkeit der Gefäßpflanzen mit einer skleromorphen Blattanatomie signifikant ab. Als indirekter Klimaeinfluss war auch die topographische Mindesthöhe im MTB signifikant. Höhere Mindesthöhen führen zu einer Zunahme der Pflanzen mit skleromorphen Blättern in MTBs. Die Häufigkeit der Pflanzen mit hydromorpher Blattanatomie nimmt mit zunehmender mittlerer Niederschlagssumme im Jahr im MTB zu. Alle Blattanatomien wurden in ihrer Häufigkeit signifikant durch Landnutzung beeinflusst, ein signifikanter Einfluss des Bodens ließ sich aber nur für die helomorphe Gruppe nachweisen. Ähnlich wie in der Analyse der Lebensformtypen hatte auch für die Blattanatomietypen leider die räumliche Autokorrelation einen hohen Anteil an der Erklärung der Gesamtvariabilität in allen Modellen.

Unsere Ergebnisse für Süddeutschland widersprechen teilweise der Studie von KÜSTER et al. (2011). Diese Autoren führten eine unserer Studie analoge Untersuchung für Gesamtdeutschland auf einem gleichen geographischen Raster durch, wobei sie sich aber auf drei Blattanatomietypen (skleromorph, mesomorph, hygromorph) beschränkten und auch die verwendete Modellierungstechnik sehr unterschiedlich war. Eine Kombination von Variablen, die MTBs mit hohem Wasserdefizit von solchen mit hohem Niederschlag trennen kann, war in ihren Modellen der wichtigste signifikante Klimaparameter. Eine Zunahme des Wasserdefizits führte in ihrem Modell zu einer Abnahme der Pflanzen mit hygromorphen Blättern und einer Zunahme der Pflanzen mit skleromorphen Blättern. Unter der Annahme, dass Sommertemperaturen mit einem Wasserdefizit für Pflanzen mit skleromorphen Blättern positiv korreliert sind, bestätigen unsere Ergebnisse die Studie von KÜSTER et al. (2011). Regionen mit niedrigen topographischen Mindesthöhen sind wärmer als der Durchschnitt in einem MTB, während Regionen mit höheren Mindesthöhen kühler sind und damit ein geringeres Wasserdefizit für diese Pflanzen implizieren. Die Häufigkeit der Gefäßpflanzen mit einer hygromorphen Blattanatomie in MTBs zeigte in unserer Studie im Gegensatz zu der von KÜSTER et al. (2011) keine Korrelation mit dem Klima bzw. dem Wasserdefizit in den MTBs. Grund hierfür könnten neben den bereits obengenannten Gründen auch der größere Datensatz der Autoren zu dieser Gruppe sein (147 bei KÜSTER et al. 2011 vs. 83 in dieser Studie). Die von uns gefundene signifikante negative Korrelation des Vorkommens der Wasserpflanzen mit hydromorphen Blättern, der von KÜSTER et al. (2011) leider nicht untersucht wurde und dem Wasserdefizit ist offensichtlich. Der Einfluss der Landnutzung auf die Anteile der Gefäßpflanzen mit den drei Blattanatomien war im Modell von KÜSTER et al. (2011) sehr viel geringer als in unseren Modellen. Bodenparameter blieben in deren Studie leider unberücksichtigt, wurden aber von den Autoren angeführt, um die ebenfalls niedrige Güte ihrer Modelle zu begründen.

Eine Zunahme des Wasserdefizits führte bei KÜSTER et al. (2011) zu einer Abnahme der Häufigkeit der Pflanzen mit hygromorphen Blättern und einer Zunahme der Pflanzen mit

skleromorphen Blättern. Dieser Zusammenhang zwischen Klima und Blattanatomiehäufigkeiten resultierte in der Zukunftsprognose, dass die Pflanzen mit hygromorphen Blättern in ganz Deutschland abnehmen werden, während solche mit skleromorphen und mesomorphen zunehmen werden. Dieser Trend war ähnlich wie bei den Lebensformtypen wieder stärker im Südwesten und Nordwesten als im übrigen Deutschland. Mögliche Gründe hierfür haben wir bereits weiter oben diskutiert.

5.7 Gegenwärtige und zukünftige Artenassoziationen

Zur Entwicklung von Anpassungsmaßnahmen für den Natur- und Artenschutz sind sowohl Informationen zur gegenwärtigen Verteilung als auch Prognosen der zukünftigen Verteilung der Biodiversität in einem Untersuchungsgebiet notwendig. Nur so kann abgeleitet werden, welche Arten in Zukunft Arealänderungen aufgrund des Klimawandels durchmachen werden, wie zukünftige Lebensgemeinschaften zusammengesetzt sein könnten, ob Ausbreitungsrouten für taxonomische Gruppen erkennbar sind und wo letztendlich zukünftige Biodiversitätszentren liegen könnten. Des Weiteren müssen gegenwärtige Schutzmassnahmen für Arten oder Biotope vor dem Hintergrund deren zukünftiger Verbreitung neu beurteilt werden.

Basis für die von uns zur Entwicklung von Anpassungsmaßnahmen durchgeführten Analysen waren die ökologischen Nischenmodelle, die wir zuvor für ausgewählte Arten entwickelt hatten. In diese Analysen sind nicht alle im Rahmen des Moduls modellierten Tier- und Pflanzenarten eingegangen (Tabelle 5.2). Die Ausschlusskriterien waren, dass statistisch kein Klimaeinfluss auf die Art nachweisbar war, die errechneten Modelle die gegenwärtige Verteilung der Art zu schlecht erklären oder nur geringfügige gegenwärtige Vorkommen der Art in Rheinland-Pfalz bekannt sind. Wir mussten weiterhin implizit von der Annahme ausgehen, dass diese Arten eine hinreichend gute Zufallsstichprobe der rheinland-pfälzischen Biodiversität darstellen. Letztere Annahme ist aufgrund der eingeschränkten Verfügbarkeit von Verbreitungsdaten zu den in Rheinland-Pfalz tatsächlich vorkommenden Arten und der stark eingeschränkten Auswahl der bearbeiteten taxonomischen Gruppen sicherlich fragwürdig. Ebenso bleiben in unseren Analysen biotische Interaktionen von Arten unberücksichtigt. Vor diesem Hintergrund dürfen die nachfolgenden Ergebnisse nur vorsichtig interpretiert werden und können insbesondere nicht als gesicherte Prognosen verstanden werden. Dennoch können sie gute Hinweise liefern, welche Prozesse die Zusammensetzung zukünftiger Lebensgemeinschaften bestimmen werden.

Um Empfehlungen zu Anpassungsmaßnahmen zu erarbeiten, haben wir in einem ersten Schritt ausgehend von ihrer gegenwärtigen Verteilung, die modellierten Arten basierend auf ihrer Verbreitung und ökologischen Eigenschaften gruppiert. Die ersten drei Artengruppen waren die drei Lebensraumtypen xerotherme Hanglagen, Bergwiesen und Borstgrasrasen sowie Moore und Sümpfe, für die Rheinland-Pfalz gegenwärtig eine hohe Verantwortlichkeit besitzt (Abschnitt 5.5, Botanischer Bericht im Anhang). Ausgehend von den Vorkommen der drei Gruppen wurden sie jeweils um Tier- und Pflanzenarten erweitert, die ökologisch mit dem jeweiligen Lebensraumtyp assoziiert sind oder aber im gleichen MTB vorkommen.

Zusätzlich zu diesen drei initialen Artengruppen konnten wir vier weitere Gruppen identifizieren, deren Arten jeweils ähnliche (rasterbasierte) Verbreitungen in Süddeutschland besitzen. Für Rheinland-Pfalz sind jedoch nur fünf der insgesamt sieben erhaltenen Artengruppen tatsächlich relevant (Abb. 5.10), d.h. die Arten besitzen dort auch größere Verbreitungsgebiete. Die nicht weiter betrachteten Artengruppen basierend auf den Mooren und Sümpfen hat ihr Hauptverbreitungsgebiet in den Alpen und im Voralpenland und eine weitere Gruppe haben ihr Hauptverbreitungsgebiet in der Fränkischen Alb. Die verbliebenen fünf Artengruppen bestehen aus insgesamt 36 Arten und zeigen zwei distinkte Verbreitungsmuster, die sie in ab-/zuwandernde Arten und als in Rheinland-Pfalz ansässig trennen (Abb. 5.10, Tab. 5.9).

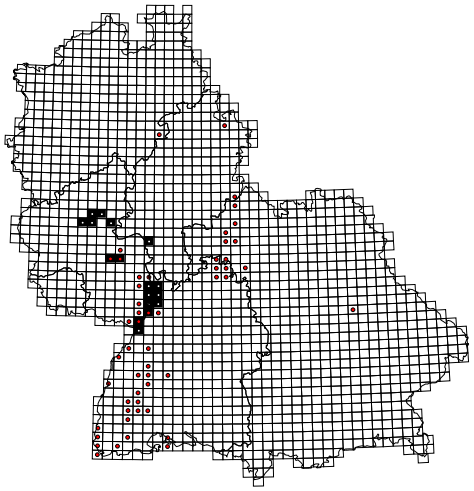


Abb. 5.10: Verbreitungsmuster der in Rheinland-Pfalz ansässigen (schwarze Quadrate) und der ab-/zuwandernden Arten (rote Kreise). Die Gruppierung der Arten basiert auf ihrer gegenwärtigen Verbreitung. Für die Zusammensetzung der Gruppen siehe Tabelle 5.9.

Tab. 5.9: Ansässige sowie ab- und zuwandernde Arten der Gegenwart. Für die Verbreitung der beiden Klassen siehe Abbildung 5.10. Ansässige und ab-/zuwandernde Arten in fett.

Ansässige Arten	Ab- und zuwandernde Arten
Acer monspessulanum	*Aiolopus thalassinus*
Alytes obstetricans	*Alchemilla monticola*
Asplenium ceterach	*Arnica montanum*
Aster linosyris	*Barbitistes constrictus*
Bufo viridis	*Calliptamus italicus*
Coronella austriaca	***Coronella austriaca***
Dictamnus albus	*Geranium sylvaticum*
Ephippiger ephippiger	*Mantis religiosa*
Hyla arborea	*Meconema meridionale*
Lacerta bilineata	*Mecostethus parapleurus*
Marsilea quadrifolia	*Meum athamanticum*
Melica ciliata	
Oecanthus pellucens	
Oedipoda germanica	
Pelobates fuscus	
Phaneroptera falcata	
Phyteuma nigrum	***Phyteuma nigrum***

Podarcis muralis	*Ophrys apifera*
Rana arvalis	
Salamandra salamandra	***Salamandra salamandra***
Sorbus domestica	*Tettigonia cantans*
Sphingonotus caerulans	*Trollius europaeus*
Stipa pennata	

Um zu prüfen, ob die fünf für Rheinland-Pfalz relevanten Artengruppen ähnlich auf den Klimawandel reagieren und damit gemeinsame Schutzmaßnahmen für ihre Arten möglich sind, haben wir analog zur Gegenwart für den geographischen Raum Süddeutschland die Arten basierend auf ihren aus den Nischenmodellen berechneten zukünftigen Habitateignungskarten gruppiert. In dieser Analyse sind wir von einem Vorkommen der Art in einem MTB bei einer prognostizierten Habitateignung ab 70% ausgegangen. Die Gruppierung der Arten lieferte 13 Artengruppen für das kalt-nasse und für das warm-trockene Klimaazenario. Die Anzahl der Artengruppen war damit deutlich höher als bei einer Gruppierung der Arten basierend auf ihrer gegenwärtigen Verbreitung. In Übereinstimmung mit dieser Beobachtung blieben unter beiden Zukunftsszenarien keine der Artengruppen, die in der Gegenwart noch im gleichen MTB vorkamen, in Zukunft wieder assoziiert. Nur noch 28 Arten (im Gegensatz zu den 36 Arten der Gegenwart) hatten unter beiden Klimaszenarien potentiell ihre Hauptverbreitungsgebiete in Rheinland-Pfalz, während die der übrigen Arten in anderen Bundesländern lagen. Die zukünftigen Artengruppen setzen sich in beiden Zukunftsszenarien aus Arten zusammen, die in der Gegenwart unterschiedlichen Artengruppen zugeordnet waren. Im besten Fall enthielt eine zukünftige Gruppe Arten aus zwei bzw. drei Gruppen der Gegenwart im kalt-nassen bzw. im warm-trockenen Szenario und im schlechtesten Fall aus vier Gruppen in beiden Szenarien.

Unsere Ergebnisse für Rheinland-Pfalz zeigen, dass gegenwärtig beobachtete Assoziationen von Arten in Regionen in Zukunft voraussichtlich nicht mehr bestehen werden. Ähnliche Ergebnisse, jedoch für größere geographische Regionen, wurden auch in anderen aktuellen Studien gefunden. So zeigen POMPE et al. (2010) für zehn Hauptbiotoptypen in Deutschland, die sie durch charakteristische Pflanzengemeinschaften definierten, eine beträchtliche Reduktion des gemeinsamen Vorkommens der sie definierenden Arten (24% bei einer mittleren Erhöhung der Temperatur um 3,8°C bis 2080). Die Autoren identifizierten insbesondere auch ein höheres Risiko für Biotope mit hohem Naturschutzwert. Die geschützten Arten dieser Biotope zeigten einen überdurchschnittlichen Verlust an potentiellem Verbreitungsgebiet. Hieraus kann man jedoch nicht schlussfolgern, dass nur gegenwärtig gefährdete Arten in Zukunft auch gefährdet sein werden. Eine Analyse des gegenwärtigen und zukünftigen Vorkommens von Vogelarten für Deutschland ergab, dass etwa 50% der zukünftigen gefährdeten Arten heute noch als ungefährdet eingestuft sind (TRAUTMANN & BÖHNING-GAESE, im Druck).

Das Vorkommen einer Art wird nicht nur durch abiotische Faktoren, wie Temperatur oder Niederschlag bestimmt, auch das Vorkommen anderer Arten im gleichen Habitat ist dafür erforderlich (z. B. als Nahrung, Bestäubung von Pflanzen durch Insekten). SCHWEIGER et al. (2012) haben daher exemplarisch die Interaktion zwischen Schmetterlingsarten und ihren

Larvalfutterpflanzen mit Hilfe von ökologischen Nischenmodellen untersucht. Schmetterlingsarten, die an Larvalpflanzen gebunden sind, die in Zukunft kleine Verbreitungsgebiete haben werden, zeigten stärkere Bestandsverluste in Europa als solche mit größeren Verbreitungsgebieten. Alle diese Arbeiten belegen, dass sich die Zusammensetzungen von Lebensgemeinschaften unter dem Klimawandel stark ändern werden.

Die von uns für Rheinland-Pfalz geschätzten Änderungen in den Artenassoziationen in einem MTB könnten noch sehr viel größer sein, als unsere bisherigen Analysen zeigen. In unseren Nischenmodellen wurden weder die Dispersionsfähigkeit der Arten (BUSE & GRIEBELER 2011) noch die Interaktionen zwischen Arten (SCHWEIGER et al. 2012) berücksichtigt. Zudem beruhen die Prognosen auf einer vermutlich unzureichenden Zufallsstichprobe der gegenwärtigen rheinland-pfälzischen Biodiversität. Auch viele gegenwärtig existierende Artengemeinschaften/Lebensraumtypen mussten in unseren Analysen aus den bereits obengenannten technischen Gründen unberücksichtigt bleiben.

Vor diesem Hintergrund müssen die von uns erstellten Prognosen zur zukünftigen Artenzusammensetzung sicherlich sorgfältig bewertet werden. Dennoch zeigten sich unter beiden Zukunftsszenarien ähnlich wie für die Gegenwart (Abb. 5.10) zwei distinkte Verbreitungsmuster, die möglicherweise als potentiell zukünftige wichtige Zentren der Biodiversität in Rheinland-Pfalz interpretiert werden könnten (Abb. 5.11). Es sind die Flusstäler des Rheins, der Mosel und der Nahe. Die Rhein- und Moselregion ist bereits heute und auch zukünftig ein wichtiger Einwanderungsweg für mediterrane Arten, die aufgrund des Klimawandels ihre Verbreitungsgrenze nach Norden verschieben (s. Abschnitt 5.2). Zudem zeigen unsere Ergebnisse (s. Abschnitt 5.1, Abb. 5.10), dass in diesen Regionen bereits heute wichtige Zentren der Artenvielfalt von Rheinland-Pfalz liegen. Da sich zukünftig die Jahresmitteltemperaturen in Rheinland-Pfalz weiter erhöhen werden und sich höhere Temperaturen gemäß unseren Modellen (aus Abschnitt 5.1) positiv auf die Artenvielfalt der untersuchten Amphibien, Reptilien, Heuschrecken und Gefäßpflanzen auswirken, könnten diese Zentren auch in Zukunft erhalten bleiben.

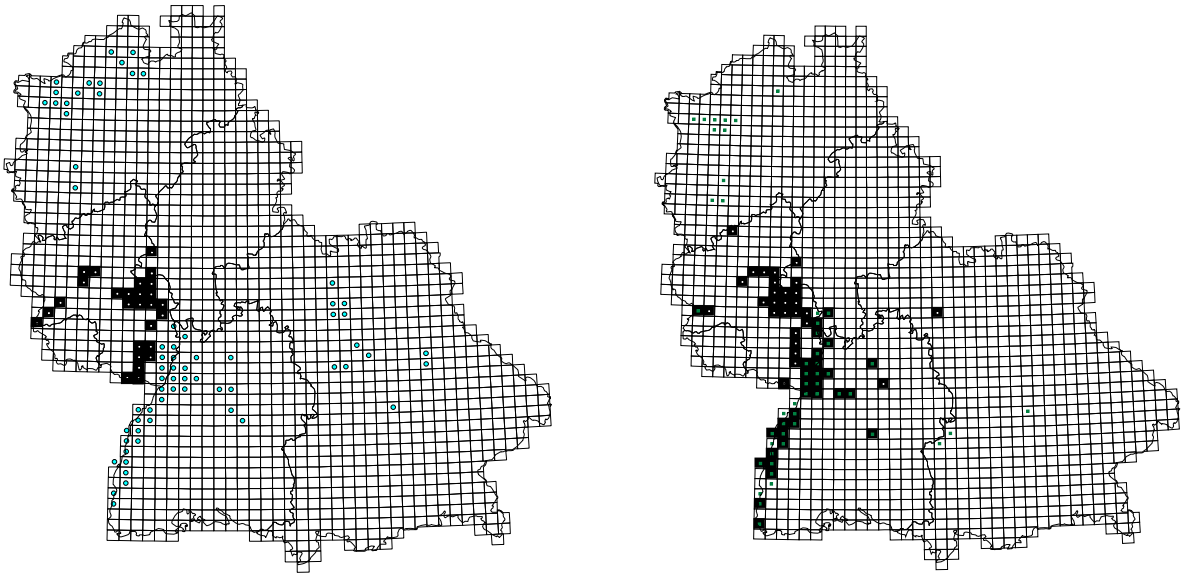


Abb. 5.11: Lage möglicher zukünftiger Zentren der (im Rahmen des Moduls modellierten) Biodiversität in Rheinland-Pfalz. Links: kalt-nasses, rechts: warm-trockenes Klimaszenario. Ansässige (schwarze Quadrate) und zu-/abwandernde Arten (türkise Kreise, grüne Kreise). Für die Zusammensetzung der Gruppen siehe Tabelle 5.10 und 5.11.

Ein Vergleich der zukünftigen Artenassoziationen unter den beiden zukünftigen Klimaszenarien zeigt starke generelle Übereinstimmung, aber auch Unterschiede im Detail. So werden unter dem warm-trockenen Szenario vor allem in Nordrhein-Westfalen und Bayern deutlich weniger Vorkommen der Arten in den MTBs prognostiziert, als unter dem kalt-nassen Szenario (Abb. 5.11). Die Anzahl der zukünftigen Artengruppen ist zwar unter beiden Szenarien gleich (13 Gruppen), die Anzahl der Arten in den einzelnen Gruppen ist im warm-trockenen Szenario aber meist höher als im kalt-nassen Szenario, wenn auch auf weniger gemeinsamen MTBs. Auch werden einzelnen Arten unterschiedliche Zugehörigkeiten zu den ansässigen und ab-/zuwandernden Gruppen zugeordnet. Alle diese Unterschiede zwischen den beiden Klimaszenarien sollten unserer Meinung nach aber nicht weiter interpretiert werden, da es sich um einen Stichprobenartefakt handeln könnte, und keine qualitativen Unterschiede in der zukünftigen räumlichen Verteilung der Artengruppen unter beiden Klimaszenarien beobachtet werden können (Abb. 5.11).

Grundsätzlich reagieren die von uns modellierten Arten sehr unterschiedlich auf den Klimawandel. Das aus allen Arten abgeleitete Gesamtbild zur Wirkung des Klimawandels auf diese Menge von Arten hängt sehr stark davon ab, welche Eigenschaften die Arten besitzen, die in die Analysen eingegangen sind. Wären z. B. ausschließlich Wärme- und Trockenheit liebende Arten von uns berücksichtigt worden, wäre unter dem warm-trockenen Szenario eine Zunahme des Vorkommens aller Arten zu beobachten und unter dem kalt-nassen Szenario eine Abnahme. Für Kälte- und Nässe liebende Arten würde sich das umgekehrte Bild ergeben. Die oben beschriebenen Differenzen zwischen den beiden Klimaszenarien können also ganz einfach durch die Wahl der Arten und deren unterschiedliche

Klimasensibilität erzeugt worden sein. Eine Vollerhebung der rheinland-pfälzischen Biodiversität könnte definitiv klären, wie groß die Unterschiede zwischen den beiden Klimaszenarien tatsächlich sind.

Tab. 5.10: Ansässige sowie ab- und zuwandernde Arten der Zukunft unter dem kalt-nassen Szenario. Für die Verbreitung der beiden Gruppen siehe Abbildung 5.11. Ansässige und ab-/zuwandernde Arten in fett.

Ansässige Arten	Ab-/zuwandernde Arten
Acer monspessulanum	*Aioloppus thalassinus*
Aiolopus thalassinus	
Alytes obstetricans	
Asplenium ceterach	
Aster linosyris	
Bufo viridis	***Bufo viridis***
Calliptamus italicus	
Chorthippus apricanus	
Dictamnus albus	
Ephippiger ephippiger	
Hyla arborea	***Hyla arborea***
Lacerta bilineata	*Mantis religiosa*
Marsilea quadrifolia	***Marsilea quadrifolia***
	Meconema meridionale
Mecostethus parapleurus	***Mecostethus parapleurus***
Melica ciliata	
Oecanthus pellucens	***Oecanthus pellucens***
Oedipoda germanica	*Ophrys apifera*
Pelobates fuscus	***Pelobates fuscus***
Phaneroptera falcata	***Phaneroptera falcata***
Phyteuma nigrum	*Rana arvalis*
Podarcis muralis	
Sorbus domestica	
Sphingonotus caerulans	***Sphingonotus caerulans***
Stipa pennata	

Tab. 5.11: Ansässige sowie ab- und zuwandernde Arten der Zukunft unter dem warm-trockenen Szenario. Für die Verbreitung der beiden Gruppen siehe Abbildung 5.11. Ansässige und ab-/zuwandernde Arten in fett.

Ansässige Arten	Ab-/zuwandernde Arten
Acer monspessulanum	
Aiolopus thalassinus	***Aioloppus thalassinus***
Alytes obstetricans	
Asplenium ceterach	
Aster linosyris	
Bufo viridis	***Bufo viridis***
Calliptamus italicus	
Chorthippus apricanus	
Dictamnus albus	
Ephippiger ephippiger	
Hyla arborea	***Hyla arborea***
Lacerta bilineata	

Mantis religiosa	***Mantis religiosa***
Marsilea quadrifolia	***Marsilea quadrifolia***
Meconema meridionale	***Meconema meridionale***
Mecostethus parapleurus	***Mecostethus parapleurus***
Melica ciliata	
Oecanthus pellucens	***Oecanthus pellucens***
Oedipoda germanica	*Ophrys apifera*
Pelobates fuscus	***Pelobates fuscus***
Phaneroptera falcata	***Phaneroptera falcata***
Phyteuma nigrum	*Rana arvalis*
Podarcis muralis	
Sorbus domestica	
Sphingonotus caerulans	***Sphingonotus caerulans***
Stipa pennata	

Alle unsere Beobachtungen zu Artenassoziationen deuten eindeutig auf eine hohe Bedeutung der Flusstäler für die gegenwärtige und die zukünftige rheinland-pfälzische Biodiversität hin. Klassische Naturschutzmaßnahmen, die Biotope in den Flusstälern erhalten, vergrößern, verknüpfen oder schaffen sind daher besonders geeignet, um die Änderungen in den gegenwärtigen Artengemeinschaften in diesen Regionen, aber auch die Einwanderungen von mediterranen Arten zu ermöglichen. Die bereits beobachteten und zukünftig vermutlich noch häufiger werdenden Einwanderungsprozesse sind aber nicht nur für Rheinland-Pfalz von hoher Bedeutung, sondern auch für die nördlicheren Bundesländer, in denen ähnliche Änderungen in der Zusammensetzung von Lebensgemeinschaften zu erwarten sind (POMPE et al. 2010). In diesem Zusammenhang sei auch berücksichtigt, dass Rheinland-Pfalz auch eine hohe Verantwortung für durchwandernde Arten zukommen könnte, welche vielleicht nicht im Bundesland selbst ansässig werden, dieses aber durchaus für das Erreichen ihrer neuen Habitate im Norden („Transit“) benötigen.

Basierend auf der von uns bearbeiteten Stichprobe von Arten konnten wir unter beiden Klimaszenarien auch Arten identifizieren, für die deutliche Bestandsrückgänge zu erwarten sind. Insbesondere waren für zwei Artengruppen zukünftig keine Vorkommen in Rheinland-Pfalz mehr zu erwarten. Mit Hilfe klassischer Naturschutzmaßnahmen sollte es jedoch möglich sein, die Restvorkommen dieser Arten trotz einer globalen Bedrohung kleinräumig zu erhalten. Bundesweite Habitateignungskarten für zukünftig bedrohte Arten können genutzt werden, um die ökonomische Kosten-Nutzen-Seite solcher lokalen Pflegemaßnahmen auf einer größeren räumlichen Ebene und im Vergleich zu anderen erforderlichen Naturschutzmaßnahmen für die Gesellschaft abzuschätzen.

Die Verantwortlichkeit von Rheinland-Pfalz für die durch den Klima- und Landschaftswandel verursachten Folgen für die Biodiversität geht daher weit über das eigene Bundesland hinaus. Bundesweit oder auch länderübergreifend abgestimmte Naturschutzmaßnahmen sind zur Gewährleistung der zu erwartenden Ausbreitungs- und Rückzugsprozesse von Arten und damit zur Gewährleistung des Fortbestands von überlebensfähigen Lebensgemeinschaften erforderlich.

6 Schlussfolgerungen

Im Modul Biodiversität konnte erstmalig eine landesweite Übersicht zur Verbreitung von Arten für mehrere taxonomische Gruppen des Offenlandes erstellt werden. Diese Übersicht stellt einerseits einen Wert an sich dar. Andererseits konnten wir zeigen, dass Klimavariablen und Landnutzungsvariablen einen wesentlichen Anteil an der räumlichen Verteilung der Biodiversität besitzen. Dies rechtfertigt die Notwendigkeit des Moduls Biodiversität innerhalb des gesamten KlimLandRP-Projektes.

Unsere Ergebnisse zeigen, dass es bereits sichtbare Auswirkungen der in den letzten 50 Jahren beobachteten Klimaänderungen auf die Biodiversität gibt. Insbesondere höhere Temperaturen und eine Ausweitung der Vegetationsperiode im Frühjahr/Herbst hat es einigen hauptsächlich mediterran verbreiteten Arten erlaubt, ihre nördliche Verbreitungsgrenze weiter nach Norden auszuweiten. Die Einwanderung neuer wärmeliebender Arten wird vermutlich weiter anhalten, insbesondere wenn die Temperaturen noch weiter ansteigen werden. Bisher haben hauptsächlich hochmobile Arten die neuen klimatisch begünstigten Räume in Rheinland-Pfalz erreicht. Umgekehrt konnten wir aber auch Bestandsrückgänge bei einigen (sehr wenig mobilen, Samenausbreitung) Gefäßpflanzen als vermutlich durch den Klimawandel induziert nachweisen. Auch dieser negative Trend in der Bestandsänderung von Arten wird vermutlich in Zukunft weiter bestehen und auch andere als die hier untersuchten Artengruppen erfassen.

Unsere Projektionen zu zukünftigen Verbreitungen von Arten lassen einen Rückzug von charakteristischen Arten der Mittelgebirge vermuten, sowie von Arten der klimavulnerablen Sonderstandorte, wie z. B. der Moore. Arten der xerothermen Lebensräume hingegen werden durch den Klimawandel begünstigt.

Landnutzung war bei nahezu allen der untersuchten Arten neben den Klimaparametern ein wichtiger Umweltfaktor zur Erklärung ihres Vorkommens. Da insbesondere die Landnutzung durch den Klimawandel verändert werden wird und alle unsere Projektionen von einer unveränderten Landnutzung für die Zukunft ausgehen, hängt die Güte unserer Zukunftsprognosen für eine einzelne Art stark davon ab, wie hoch der Anteil der Landnutzung an der durch das ökologische Nischenmodell erklärten Gesamtvarianz für eine Art ist. Eine Berücksichtigung von Landnutzungsszenarien, ähnlich wie dies bei den IPCC-Klimaszenarien üblich ist, würde sicherlich die Zukunftsprognosen aller von uns entwickelten Modelle verbessern. Solche Landnutzungsszenarien müssen sich an den Zielen anderer vom Klimawandel be-

troffener Sektoren (Land- und Forstwirtschaft, Klimaschutz, ...) orientieren, die in den anderen Modulen aus KlimaLandRP bereits zum Teil erarbeitet worden sind.

Die von uns berücksichtigten Landnutzungsdaten waren die des europaweiten Projekts CORINE Land Cover. Diese Daten werden in nahezu allen Forschungsarbeiten zum Klimawandel – in Ermangelung von besseren Daten – genutzt. Sie sind zum einen sehr grob hinsichtlich der Klassifizierung der Landnutzung. Zum anderen geben sie z. B. kleine räumliche Strukturen (z. B. Hecken) oder Landnutzungsintensitäten nicht wider, die aber alle eine hohe Bedeutung für das Vorkommen von Arten besitzen können (Bsp. Smaragdeidechse). Weiterhin basieren alle von uns erstellten Modelle auf Vorkommensdaten und Umweltdaten auf Messtischblattebene. Zwar ist es technisch kein Problem, die Landschaft auch kleinräumiger in den ökologischen Nischenmodellen abzubilden, problematisch ist aber sicherlich die Verfügbarkeit der Vorkommensdaten der Arten allgemein, der Klimadaten (Gegenwart und Zukunft) und der übrigen bisher in den Modellen berücksichtigten Umweltdaten. Aufgrund des hohen Aufwands, der für die Beschaffung dieser Grundlagendaten erforderlich ist, wäre es sinnvoll, zumindest ein räumlich hoch aufgelöstes Modell in einem kleineren geographischen Raum, der typisch für Rheinland-Pfalz ist, für ausgewählte Arten zu entwickeln. Die Idee das Nahe-Einzugsgebiet als Modellregion zu verwenden, wurde bereits von den Beteiligten des KlimLandRP-Projektes entwickelt.

Ein weiteres wichtiges Ergebnis unserer Untersuchung war, dass die heute an einem Ort beobachteten Lebensgemeinschaften sich in ihrer Zusammensetzung stark verändern werden. Dies wird möglicherweise zu Zielkonflikten im Arten- und Naturschutz führen: Schützen wir einzelne Arten, die Artengemeinschaft oder schützen wir den Lebensraum und akzeptieren im letzteren Fall die Änderung in der Artengemeinschaft?

Es sind planerische, rechtliche und instrumentelle Werkzeuge für den Naturschutz unter dem Klimawandel erforderlich. Hier müssen nicht zuletzt im Rahmen der Raumordnung und Landesplanung nachhaltige Lösungen gefunden werden. Auch ist ein landes- oder gar grenzübergreifendes Schutzkonzept erforderlich, um einen gesamtdeutschen/europäischen Blick auf die Änderungen in der Verbreitung von Arten und deren Schutz zu ermöglichen. So ist es denkbar, dass Rheinland-Pfalz neue Verantwortungsarten in Zukunft erhalten wird und die Verantwortlichkeit für andere Arten (Arten des Mittelgebirges) an andere Bundesländer abgeben kann. Das Rhein- und Moseltal sind wichtige Ein- und Durchwanderungsrouten von Arten, die aus dem Süden kommen. Auch hier wäre ein grenzübergreifender Ansatz empfehlenswert, damit die Ausbreitungsprozesse der Arten ermöglicht werden. Nicht zuletzt müssen die Informationen zur Verbreitung von Arten konsistent von allen Bundesländern erhoben werden, und ebenso die Informationen zu beobachteten Änderungen in der Verbreitung von Arten. Solche feedback-Informationen erhöhen zum einen die Qualität der Zukunftsprognosen der Modelle. Zum anderen sind sie unerlässlich, um landes- oder gar grenzübergreifend wirksame Anpassungsmaßnahmen zu entwickeln und umzusetzen. Nur ein permanentes Monitoring der Biodiversität ermöglicht es, die Modellprognosen immer wieder über die Zeit zu validieren und ggf. neue Anpassungsstrategien zu entwickeln. Dass Anpassungsmaßnahmen auf größerer geographischer Ebene entwickelt und umgesetzt werden müssen,

konnten wir sehr gut am Beispiel der Tagfalter zeigen. Europaweit vorhergesagte Tendenzen für die Bestandsänderung von Tagfalterarten ließen sich auf lokaler Ebene, d.h. für die Pfalz, nicht für alle Arten bestätigen. Empfehlungen für Anpassungsmaßnahmen im Natur- und Artenschutz werden aufgrund ihrer Komplexität in Kapitel 7 dieses Berichtes und im Bericht zur Floristisch-vegetationskundlichen Untersuchung im Anhang noch ausführlich diskutiert.

Die von uns erstellten Zukunftsprognosen machen einige Annahmen, die deren Güte stark beeinflussen, deren Einfluss auf die Prognosen aber gegenwärtig noch wissenschaftlich untersucht wird. Auch konnten wir nur für vergleichsweise wenige taxonomische Gruppen im Vergleich zur Gesamtbiodiversität von Rheinland-Pfalz Modelle erstellen. Grund hierfür waren fehlende Daten zur „süddeutschen“ und insbesondere zur landesweiten Verbreitung der Arten von anderen Gruppen, sowie die gewollte Fokussierung auf Offenlandarten und deren Lebensräume. Daher werden offene Forschungsfragen allgemein, aber auch speziell für Rheinland-Pfalz in Kapitel 8 dieses Berichtes detailliert erörtert.

7 Empfehlungen für Anpassungsmaßnahmen im Natur- und Artenschutz

Biodiversität ist global und auch in Rheinland-Pfalz durch verschiedene Gefahren bedroht. Hierzu zählen die Zerstörung, Fragmentierung und Schädigung von Lebensräumen, unkontrollierter weltweiter Austausch von Arten, Krankheiten und Übernutzung, genetische Verarmung und Inzuchtdepression sowie die Veränderung des lokalen und globalen Klimas (PRIMACK 1995). Aus der Sicht eines Laien sind die Auswirkungen des Klimawandels auf die Biodiversität oft leichter erkennbar als die Effekte der übrigen Bedrohungen der Biodiversität. Während das Aussterben von Arten meist unbemerkt bleibt, ist das Auftauchen von neuen Arten, eventuell verbunden mit hohen ökonomischen Schäden, weitaus auffälliger. Gerade die letzteren Folgen des Klimawandels könnten mit dazu beitragen, dass die Auswirkungen des Klimawandels in der Gesellschaft stärker wahrgenommen werden als das allgemeine Artensterben.

Wie die Ergebnisse unserer Arbeiten, zeigen aber auch die vieler anderen Studien zu Auswirkungen des Klimawandels auf die Biodiversität, sind starke Veränderungen in der Zusammensetzung von Lebensgemeinschaften zu erwarten. Diese Prognosen könnten einerseits zu pessimistisch sein, da Arten dem Klimawandel auch durch Anpassungsprozesse entgegnen können. Eine schnelle Anpassung von Arten an neue Umweltbedingungen setzt aber große überlebensfähige Populationen voraussetzt. Vor diesem Hintergrund ist Klimawandel also eine weitere Bedrohung der Biodiversität, die durch die anderen Bedrohungen aber deutlich verstärkt werden kann, da diese die Größe von Populationen reduzieren. Werden z. B. durch die Zerstörung, Fragmentierung und Schädigung von Lebensräumen die Populationen immer kleiner und verinseln, so kommt es zur genetischen Verarmung und Inzuchtdepression in den Populationen, die wiederum die mikroevolutive Anpassung von Arten an die neue Umwelt verhindert. Zerstörung, Fragmentierung und Schädigung von Lebensräumen bedeutet eine Abnahme der Durchgängigkeit der Landschaft und unterbindet andererseits damit die klimainduzierte Dynamik in den Arealänderungen von Arten. Klimawandel bedeutet daher nicht eine vollständige Neuentwicklung von Maßnahmen für den Naturschutz; alle bisher eingesetzten Maßnahmen fördern gleichzeitig die natürliche Anpassung der Biodiversität an den Klimawandel und letztendlich den Erhalt der Funktion der Ökosysteme. Dass ein Austausch von Arten in Lebensräumen durch den Klimawandel verursacht wird, muss akzeptiert werden und steht im Widerspruch zu einem statisch-konservierenden

Natur- und Artenschutz, in dem die Artidentitäten in einem Lebensraum im Vordergrund stehen.

Die Änderungen in den klimatischen Bedingungen, ausgelöst durch den Klimawandel, werden zum Aussterben von vielen Arten in für sie klimatisch ungünstig gewordenen Regionen führen, falls sie sich nicht an das geänderte Klima und seine Folgen evolutiv anpassen können oder sie potentiell geeignete Habitate nicht erreichen oder sich dort etablieren können. Aussterbeprozesse werden insbesondere auch zu beobachten sein, wenn die Habitate der Arten in Zukunft in Rheinland-Pfalz nicht mehr vorkommen. Ein Beispiel hierfür sind die stenothermen, kältetoleranten Arten (z. B. der Lebensgemeinschaften der Bergmähwiesen). Ihre Arealänderung wird letztendlich in Rheinland-Pfalz durch die Topographie des rheinischen Schiefergebirges begrenzt, wobei es sicherlich möglich ist, durch Pflegemaßnahmen einige Reliktvorkommen in Rheinland-Pfalz auch längerfristig zu erhalten. Bundesweite oder gar europaweite Habitateignungskarten für solche zukünftig bedrohten Arten können genutzt werden, um die ökonomische Kosten-Nutzen-Seite von Pflegemaßnahmen für diese kleinen Inselpopulationen auf einer größeren räumlichen Ebene und im Vergleich zu anderen erforderlichen Naturschutzmaßnahmen für die Gesellschaft abzuschätzen. Insbesondere vor dem Hintergrund, dass möglicherweise in Deutschland weitaus geeignetere Habitate für stenotherme, kältetolerante Arten existieren (Alpen), in denen ausreichend große Populationen mit einer hohen Plastizität überleben können.

Klimawandel verursacht die Ein- und Durchwanderung von Arten. Wir konnten in dieser Arbeit zeigen, dass dazu die Flusstäler des Rheins und der Mosel bereits heute und zukünftig genutzt werden. Die gezielte Pflege und Entwicklung dieser Räume, die die Durchgängigkeit der Landschaft in diesen Regionen erhöhen, ist eine sinnvolle Maßnahme, um diese Prozesse zu unterstützen. Idealerweise sollte der Flächenverbund in dieser Region sogar ausgebaut werden, z. B. mit Flächen, die für die Land- und Forstwirtschaft in diesen warmen Regionen durch den Klimawandel unrentabel werden.

Der Klimawandel wird zusätzlich einen Landschaftswandel, nicht nur in Rheinland-Pfalz, induzieren. Dieser wird noch stärkere Flächenkonkurrenzen zwischen dem Naturschutz und den stark ökonomisch orientierten Sektoren auslösen als wir sie bisher kennen. Insbesondere können auch Konflikte zwischen Klimaschutzmaßnahmen und dem Naturschutz entstehen. Von der Flächenkonkurrenz werden sicherlich auch bestehende Schutzgebiete und bestehende Flächen des Biotopverbundes betroffen sein. Da sich die Artenzusammensetzung auch in den Schutzgebieten unter dem Klimawandel ändern wird und möglicherweise zukünftig andere Flächen naturschützerisch wertvoller als diese werden könnten, wird vielfach geäußert, dass das Schutzgebiet-Konzept zusammen mit dem Biotopverbund zu statisch sei. Aus der Sicht der wissenschaftlichen Naturschutzbiologie sind diese Einwände sicherlich richtig, da der hinter ihnen stehende Ansatz, die Biodiversität in einer Region maximieren kann. Letztendlich wird aber der Naturschutz die Landschaft nicht ausschließlich an seine Belange optimal anpassen können. Es wird immer nur ein durch die Politik vorgegebener Kompromiss zwischen allen Sektoren realisiert werden können, der zumindest allen gesellschaftlichen Forderungen möglichst gleich gut Rechnung tragen sollte. Vor diesem Hinter-

grund stellen die existierenden Schutzgebiete Inseln der Biodiversität dar, in denen bei ausreichendem Biotopverbund die durch den Klimawandel induzierten Prozesse weitestgehend „ungestört“ ablaufen können, wenn durch den Biotopverbund die Zu- und Abwanderung von Arten gewährleistet ist.

Zur Lösung des Problems der Flächenkonkurrenz zwischen einzelnen Sektoren müssen möglichst objektive Lösungen im Rahmen der Raumordnung und Landesplanung gefunden werden. Funktionierende Ökosysteme sind für die Gesellschaft unerlässlich. Naturschutz darf deshalb hier nicht von der Ökonomie auskonkurriert werden. Nur durch objektiv erstellte Raumpläne, können die Belange aller durch den Klimawandel betroffenen Sektoren gleichberechtigt berücksichtigt werden und möglichst gute Kompromisse für alle Sektoren gefunden werden. Ob dies möglich sein wird ist Gegenstand der Politik; der wissenschaftliche Naturschutz zusammen mit den Praktikern sollte beratend tätig werden.

Die Wirksamkeit jedes entwickelten Zukunftskonzeptes muss dabei jedoch permanent überprüft werden. Die im Rahmen dieses Moduls erstellten Zukunftsprognosen für Arten- und Artengruppen basieren auf Annahmen, die kritisch hinterfragt werden müssen (Kapitel 8).

Die vom Modul Biodiversität zusammengetragenen Verbreitungskarten für Arten und Artengruppen zusammen mit den geschätzten zukünftigen Habitateignungskarten können trotz der vielen Unbekannten hinsichtlich unserer Zukunftsprognosen als erste Entscheidungsgrundlage für den Naturschutz dienen. Diese Karten beschreiben die geschätzten Arealänderungen der Arten, geben Auskunft über den zukünftigen Gefährdungsgrad von Arten, zeigen die alten und vermuteten neuen Biodiversitätszentren in Rheinland-Pfalz, ermöglichen die Identifizierung möglicher Barrieren (geographisch, Landnutzung) der Arealänderung von Arten, erlauben eine Bewertung der Lage aktueller Schutzgebiete im Vergleich zu den zukünftigen Biodiversitätszentren und gestatten die Bewertung des aktuell existierenden Biotopverbundes im Hinblick auf die Zukunft.

Unsere Ausführungen haben ebenfalls gezeigt, dass bestehende Naturschutzkonzepte in Zeiten des Klimawandels keineswegs überflüssig sind. Im Folgenden soll nun für einige Beispiele demonstriert werden, wie klassische Pflegemaßnahmen und der Vertragsnaturschutz auch im Hinblick auf den Klimawandel erfolgreich durchgeführt werden können, die im Rahmen des Stakeholder-Workshops zum Modul Biodiversität erarbeitet wurden.

Die SGD Nord erstellt Managementpläne für ein Westerwälder Feuchtgebiet (Übergang zwischen Bergmähwiesen und Flachlandmähwiesen). Dort gibt es einen Zielkonflikt zwischen den Ansprüchen der bodenbrütenden Vögel (besser späte Mahd) und den Ansprüchen der Schmetterlinge (besser frühe Mahd). Da Schmetterlinge keine großen Flächen brauchen, wurden „Grünlandrandstreifen“ mit später Mahd eingerichtet, die an die früh gemähten Flächen angrenzen. Mit Hilfe dieses Ansatzes konnten beide Zielvorgaben des Naturschutzes gleichzeitig erreicht werden. Ein solches einfach umsetzbares Konzept ist allgemein für Artengruppen denkbar, wenn deren zeitliche Habitatansprüche aufgrund des Klimawandels differieren.

Regionale Besonderheiten der ökologischen Ansprüche der Arten sind wichtig für die Biodiversität und spiegeln die Plastizität (phänotypisch und genetisch) von Arten wider. Diese Ansprüche können sich aber je nach klimatischer Situation in einem Biotop verändern. Dem Biotopbetreuer bzw. dem Vertragsnaturschutz kommt hierbei eine besondere Bedeutung als Schnittstelle zwischen einem regionübergreifenden Denkansatz und der lokalen Situation zu. So kann er z. B. die weiter oben angesprochenen Mahdtermine flexibel und damit angepasst an ein spezifisches Biotop handhaben.

Die Bergmähwiesen sind gegenwärtig ein Lebensraum, für den das Land Rheinland-Pfalz eine hohe Verantwortlichkeit besitzt. Ursprünglich sind diese Lebensräume als 1-2-schürige Wiesen zur Futtergewinnung und zur Gewinnung von Einstreu genutzt worden. Grundsätzlich gibt es 2 Typen (Fettwiesen und Magerwiesen), die beide vor allem von Orchideen besiedelt sind. Der erhöhte Stickstoffeintrag über Niederschlag aus der Luft ermöglicht eine häufigere Mahd, was für den Lebensraumtyp unproblematisch wäre, aber zu einer Artenverschiebung/-rückgang führt. Ein Rückgang von typischen Orchideenarten und der Arnika, unterstützt durch den Klimawandel wird schon heute beobachtet. Im Rahmen einer rheinland-pfälzischen Pilotstudie zur Neu-/Wiederansiedlung von *Arnica montana* wurde die Pflegemaßnahme Frischmahdübertragung (z. T. auch als Heu) getestet. Nach 2-3 Jahren zeigten sich erste Ansiedlungserfolge. Es wurden ebenso Bestandszunahmen von verschiedenen *Maculinea*-Arten beobachtet. Die Frischmahdübertragung könnte möglicherweise allgemein eine gute Strategie sein, wenn kleine Populationen durch stochastische Effekte zwar ausgestorben sind, aber die Eignung ihrer Flächen noch vorhanden ist oder aber aufgrund der geringen Dispersion der Pflanzen geeignete Flächen nicht besiedelt werden können. Wird das Höherwandern von Arten durch Wald oder Sträucher verhindert, könnte man Schneisen schlagen und die Korridorflächen mit Mahdgut der Bergmähwiesen impfen, um eine schnellere Entwicklung zu erzielen. Alle diese Pflegemaßnahmen sind leider sehr arbeits- und kostenintensiv.

Basierend auf unseren Ergebnissen und den oben ausgeführten Überlegungen schlagen wir folgende Strategie für den Naturschutz angesichts des Klimawandels vor:

1) Definition von wahrscheinlichen (klimatisch und landnutzungsbedingten) Risikoarten und Risikogebieten aufgrund der Ergebnisse dieses Moduls

2) Blick auf die lokale Ebene: wahrscheinliche Entwicklung der Arten ohne/mit Pflegemaßnahmen

3) Entwicklung von konkreten Handlungsempfehlungen und ständige Rückkopplung zwischen Praxis, Wissenschaft und Politik.

8 Ausblick und offene Forschungsfragen

Die Entwicklung von Anpassungsoptionen für den Natur- und Artenschutz unter dem Klima- und Landschaftswandel erfordert ein grundlegendes Verständnis ihrer Auswirkungen auf die Biodiversität. Auswirkungen sind sowohl für Populationen (einzelne Arten) als auch für Lebensgemeinschaften zu erwarten. Im Rahmen der Arbeiten zum Modul Biodiversität wurden daher von uns beide Ebenen der Biodiversität untersucht. Hierbei mussten in beiden Fällen verschiedene Annahmen gemacht werden, deren Auswirkungen auf die Prognosen generell und insbesondere für den geographischen Raum Rheinland-Pfalz noch durch weitere Forschungsarbeiten zu prüfen sind.

Ob eine Population oder Art unter geänderten Umweltbedingungen tatsächlich überleben kann, wird durch ihre Plastizität bestimmt. Im besten Fall ist ihre gegenwärtig besetzte ökologische Nische ausreichend breit, d.h. die Fitness der Art unter den neuen Umweltbedingungen ist ausreichend hoch, um auch ihr ein längerfristiges Überleben unter den neuen Umweltbedingungen zu ermöglichen. Diese phänotypische Ebene der Plastizität konnten wir für Klimafaktoren und andere Umweltfaktoren mit Hilfe der ökologischen Nischenmodelle für ausgewählte Arten quantifizieren. Inhärente Eigenschaften der einzelnen Arten (z. B. Lebenszyklus, Verhalten) und die Interaktionen zwischen Arten mussten hier aber leider unberücksichtigt bleiben. So ist z. B. die Dispersionsfähigkeit entscheidend dafür, ob eine Art tatsächlich die in der Zukunft für sie potentiell geeigneten Habitate erreichen kann; ob sie sich dort längerfristig etablieren wird, ist aber auch von den Interaktionen mit anderen Arten an diesem Ort abhängig. So müssen zukünftig nicht nur die „alten“ Interaktionen gewährleistet sein (z. B. Nahrung, Bestäubung), es können ebenso neue Konkurrenz- und Räuber-Beute-Beziehungen mit bisher nicht syntop vorkommenden Arten entstehen, für die man kaum vorhersagen kann, ob die Population nicht dadurch ausgelöscht wird. Alle diese Fragen sind gegenwärtig Gegenstand der Forschung. Die Forschungsergebnisse sind insbesondere für realistische Abschätzungen ihrer Bedeutung für die rheinland-pfälzische Biodiversität dringend notwendig.

Auf jeder Ebene der Interaktion von Populationen mit ihrer Umwelt können evolutive Prozesse einsetzen. Zeigen die Individuen einer Population eine hohe genetische Variabilität (Plastizität), so existieren in der Population einzelne Genotypen, die bereits etwas besser an die neue abiotische und biotische Umwelt angepasst sind. Wenn diese Genotypen nur geringfügige Fitnessvorteile gegenüber anderen Genotypen haben, wird eine mikroevolutive Anpassung der Population an die Umwelt erfolgen, wenn die Änderung der Umwelt nicht schneller

als die Mikroevolution erfolgt. Mikroevolutive Prozesse können das Überleben „der Art“ sowohl in ihrem gegenwärtigen als auch im potentiell zukünftigen Habitat ermöglichen. Auch die Untersuchung mikroevolutiver Prozesse ist daher gegenwärtig Gegenstand der Forschung zum Verständnis und der Abschätzung der Auswirkung des Klima- und Landschaftswandels auf Arten und Lebensgemeinschaften. Welche Bedeutung mikroevolutive Prozesse für das Überleben einer Art in einem Gebiet (Rheinland-Pfalz) haben könnte, erfordert populationsgenetische Untersuchungen der dort vorkommenden Populationen, um deren spezifische genetische Variabilität abzuschätzen. Die genetische Variabilität einer Population ist durch viele Faktoren bestimmt (z. B. aktuelle Populationsgröße und die in der Vergangenheit, Individuenaustausch zwischen Populationen, Geschlechterverhältnis), die offensichtlich zwischen in unterschiedlichen geographischen Regionen lebenden Populationen variieren können. Ob daher eine konkrete Population sich an neue Umweltbedingungen in ihrem Habitat evolutiv anpassen wird, kann nicht generell vorhergesagt werden, sondern erfordert eine genetische Untersuchung dieser Population.

Die Landnutzung und deren durch die Klimaänderungen verursachter Wandel, greifen in die oben beschriebenen Prozesse stark ein. Die gegenwärtige Landnutzung erzeugt bekannte Risiken für Arten und Lebensgemeinschaften, wie z. B. Habitatzerstörung, –fragmentierung oder –verschlechterung, die die Wahrscheinlichkeit von demographischen Aussterbeprozessen von Populationen erhöhen, aber auch die genetische Variabilität in den Populationen erniedrigen. Wie man unter diesen Bedingungen Populationen vor dem Aussterben bewahren kann, ist Gegenstand des klassischen Naturschutzes. Der Klimawandel bedeutet eine zusätzliche Gefahr für die Biodiversität, weil die geänderten abiotischen Faktoren auch die Nutzung von Flächen durch den Menschen (Landwirtschaft, Bioenergie, Klimaschutz) verändern werden. Die von uns für einzelne Arten und taxonomische Gruppen erstellten Prognosen basieren jedoch auf einer unveränderten Landnutzung. Diese Annahme erscheint heute im Hinblick auf die zu beobachtenden, durch den Klimawandel induzierten Landnutzungsänderungen (z. B. Anbau von Mais zu Energiegewinnung, Windkraftanlagen) bereits unrealistisch. Da die durch den Klimawandel induzierten Landnutzungsänderungen region-spezifisch sind, müssen basierend auf den Forschungsergebnissen aller anderen Module aus KlimLandRP realistische zukünftige Landnutzungsszenarien zwingend erstellt werden. Die Entwicklung und Einbeziehung von Landnutzungsmodellen für einen konkreten geographischen Raum wurde unseres Wissens noch nie gemacht. In den bisher existierenden Modellen werden meist prozentuale, mehr oder weniger zufällig verteilte (und nicht als Resultat von kausalen Zusammenhängen) Änderungen bestimmter Landnutzungsformen über einen geographischen Raum realisiert. Die Idee, das Nahe-Einzugsgebiet als Modellregion in diesem Zusammenhang zu verwenden, wurde bereits von den Beteiligten des KlimaLandRP-Projektes entwickelt.

Wenn der Klima- und Landschaftswandel schneller abläuft als sich die Arten daran anpassen können (phänotypisch und genetisch), besteht das Risiko, dass dabei instabile und/oder degradierte Ökosysteme entstehen könnten. Der Mensch ist jedoch auf die Funktion der Ökosysteme angewiesen, hier sei nur das Stichwort „ökologische Dienstleistungen/ecosystem

services“ genannt. Dieses Risiko des Klima- und Landschaftswandels wird neben der Landnutzung und dem Einfluss von unterschiedlichen räumlichen Skalen gegenwärtig in Exploratorien zur funktionellen Biodiversitätsforschung (durch die DFG gefördert) wissenschaftlich untersucht.

Im Rahmen der Laufzeit des Projektes KlimLandRP mussten wir uns ausschließlich auf Arten des Offenlandes beschränken. Damit mussten wesentliche andere Lebensräume (Wald, Gewässer, ...) des Bundeslandes unberücksichtigt bleiben, die natürlich ebenfalls durch den Klima- und Landschaftswandel beeinflusst werden. Der Wald und die Agrarlandschaft wurden zwar im Rahmen des Projektes als eigenständige Module berücksichtigt, der Fokus lag hier aber auf den wirtschaftlich interessanten Nutzpflanzen und nicht auf der natürlichen Biodiversität. Auch die Biodiversität in diesen anderen Lebensräumen wird Änderungen durch den Klima- und Landschaftswandel erfahren. Hierdurch könnten nicht nur Arten verloren gehen oder einwandern, es können auch möglicherweise ökonomische Schäden durch die Änderungen in der Biodiversität entstehen. Neue Schädlinge können einwandern, nützliche Arten können durch konkurrenzstärkere verdrängt werden oder es können Räuber-Beute-Interaktionen sich zum Nachteil für den Räuber verändern. Auch in diesen Lebensräumen ist daher ein weiterer Forschungsbedarf notwendig, der wesentlich von den bisherigen Ergebnissen des Projektes KlimLandRP und insbesondere von den Ergebnissen der Module Wald, Landwirtschaft und Wasser profitieren könnte.

Auch konnten von uns nur sehr wenige Arten modelliert werden, die während ihres Lebenszyklus verschiedene Lebensräume nutzen (z. B. Libellen, Amphibien, Reptilien). Es ist zu erwarten, dass solche Arten stärker von Umweltänderungen betroffen sind als Arten, die nur an einen Lebensraum gebunden sind. Derartige Klima- und Landnutzungseffekte auf Arten können nicht auf der Ebene eines Messtischblatts analysiert werden. Die von diesen Arten benötigte räumliche Heterogenität der Habitate kann nur durch räumlich sehr viel hochaufgelöstere Nischenmodelle analysiert werden.

Die Prognosen jedes Modells sind durch die Qualität der Eingabedaten limitiert. So erfordern die von uns verwendeten ökologischen Nischenmodelle Grundlagenwissen zur Biologie der Arten und zu deren gegenwärtiger Verbreitung generell und insbesondere in Rheinland-Pfalz. Leider fehlen diese Grundlagendaten für viele taxonomische Gruppen nicht nur in Rheinland-Pfalz. Vor diesem Hintergrund ist eine systematisch-taxonomische und organismische Forschung an den deutschen Universitäten dringend erforderlich. Da solche Forschungen zunehmend weniger durch die klassischen Institutionen (DFG) gefördert werden, besteht hier ein dringender politischer Handlungsbedarf. Nur so kann die universitäre Ausbildung zukünftiger organismisch arbeitender Biologen gewährleistet werden.

Gegenwärtig existieren noch viele offene Fragen, die dringend zum Verständnis und der Abschätzung der Auswirkung des Klima- und Landschaftswandels auf Arten und Lebensgemeinschaften beantwortet werden müssen. Ein großer Anteil davon kann zudem nicht allgemein beantwortet werden, sondern erfordert Untersuchungen im konkreten geographischen Raum, hier Rheinland-Pfalz. Auch ist es dringend erforderlich, analoge Untersuchungen für andere Lebensräume als das Offenland in Rheinland-Pfalz durchzuführen, um ganzheitliche-

re Prognosen zu erstellen und Anpassungsoptionen an den Klimawandel für die Gesellschaft zu entwickeln. Da die im Rahmen dieses Moduls erstellten Prognosen (wie auch die anderer Arbeiten zum Klima- und Landschaftswandel) nur Arbeitshypothesen darstellen, ist ein permanentes Monitoring der Biodiversität in den Lebensräumen unbedingt erforderlich. Nur so kann z. B. festgestellt werden, ob Arten sich an die geänderten Umweltbedingungen anpassen, welche Arten Arealänderungen durchführen und ob diese Änderungen zu den Prognosen passen, oder wie biotische Interaktionen die Änderungen in der Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften beeinflussen.

9 Zusammenfassung

Ziel des Moduls Biodiversität war es, die Effekte, Risiken und Chancen des Klimawandels in Rheinland-Pfalz am Beispiel des Lebensraums Offenland aufzuzeigen, um auf dieser Basis mögliche Anpassungsoptionen für den Natur- und Artenschutz in diesem Bundesland abzuleiten. Unser Ziel wurde in drei größeren arbeitstechnischen Schritten erreicht:

(1) Erklärung der heutigen Verteilung der Artenvielfalt in Rheinland-Pfalz und Ausarbeitung der Bedeutung von Klimafaktoren.

(2) Erklärung der gegenwärtigen Verteilung und Prognose der Habitateignung für Einzelarten sowie Erklärung der gegenwärtigen Verteilung und Prognose der Verteilung der Diversität von taxonomischen Gruppen in Rheinland-Pfalz,
insbesondere Ausarbeitung der Bedeutung von Klimafaktoren für die Arten und Artengruppen.

(3) Entwicklung von Anpassungsmaßnahmen für den Natur- und Artenschutz.

Datengrundlage unserer Untersuchung waren im wesentlichen Verbreitungskarten auf Messtischblattebene (TK 1:25.000) von Arten aus insgesamt sieben taxonomischen Gruppen (Heuschrecken, Tagfalter, Käfer, Amphibien, Reptilien, Moose und Gefäßpflanzen) im Raum „Süddeutschland“ (Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz, Hessen, Saarland, Baden-Württemberg und Bayern). Als mögliche erklärende Umweltvariablen für das Vorkommen der Arten und taxonomischer Gruppen standen uns Informationen zum gegenwärtigen und zukünftigen Klima (TKCLIM, BADECK et al. 2008), zur Topographie (SRTM, DLR Oberpfaffenhofen), zum Boden (Landesamt Geologie und Bergbau, Modul Boden; Bodenübersichtskarte 1:1.000.000 des Bundesamtes für Geowissenschaften und Rohstoffe) und zur gegenwärtigen Boden- und Landnutzung (CORINE 2000, Level 3) auf Messtischblattebene zur Verfügung.

Die Erklärung der heutigen Verteilung von Einzelarten erfolgte durch ökologische Nischenmodelle. Dies sind (logistische) multiple Regressionsmodelle, die die Vorkommenswahrscheinlichkeit einer Art durch Umweltvariablen erklären und damit verwendet werden können, um diese für die Art unter einer bestimmten Umweltparameterkombination zu prognostizieren. Multiple Regressionsmodelle wurden ebenfalls eingesetzt, um die Artenvielfalt und die Häufigkeit bestimmter taxonomischer Gruppen durch Umweltparameter zu erklären und Zukunftsprognosen für sie zu erstellen.

Um Anpassungsmaßnahmen für den Natur- und Artenschutz zu entwickeln, wurden verschiedene Metaanalysen von uns durchgeführt. Mit diesen versuchten wir Merkmalskombinationen von Arten zu identifizieren, die Gewinner- von Verliererarten des Klima- und Landschaftswandels unterscheiden. Ebenso haben wir die ökologischen Nischenmodelle der Einzelarten verwendet, um für den Naturschutz relevante Muster in zukünftigen Artenassoziationen zu erkennen.

Unsere Analysen zur gegenwärtigen Verteilung der Artenvielfalt in Rheinland-Pfalz lieferten eindeutige, aber unterschiedliche Zentren der Vielfalt für die untersuchten taxonomischen Gruppen (Heuschrecken, Amphibien, Reptilien, Moose und Gefäßpflanzen). Für alle analysierten Gruppen konnten wir eine Abhängigkeit der Artenvielfalt von Klimavariablen und der Landnutzung zeigen, wobei die wichtigsten erklärenden Variablen sich zwischen den Gruppen unterschieden. Die Flusstäler (Rhein, Mosel, Nahe) waren gruppenübergreifend bedeutende Zentren der rheinland-pfälzischen Biodiversität. Da wir unsere Modelle positiv an einem analogen Datensatz für Baden-Württemberg evaluieren konnten, erreichen ihre zentralen Aussagen eine über die Region Rheinland-Pfalz hinausgehende Bedeutung für die Verteilung von Artenvielfalt in Abhängigkeit der Ausprägung von Umweltfaktoren.

Ein ähnliches Bild zur Bedeutung von Klima- und Landnutzungsvariablen ergab sich für die Einzelarten. Nur bei fünf der insgesamt 79 modellierten Arten (Tiere und Pflanzen) hatte Klima keinen Einfluss auf ihre gegenwärtige Verbreitung, und nur bei drei Arten hatten die restlichen Umweltvariablen (Landnutzung, Boden, Topographie) keinen Einfluss. Mit Hilfe der Nischenmodelle konnten wir für mehrere Arten (Florentiner Prachtkäfer, Gottesanbeterin, Südliche Eichenschrecke, Weinhähnchen, Sichelschrecke) statistisch eindeutig nachweisen, dass deren Ausbreitung in der Vergangenheit durch den Klimawandel erklärt werden kann. Auch bei den Gefäßpflanzen gibt es einige Arten, bei denen an der Nordgrenze eine Arealerweiterung beobachtet wird. Für die Bocks-Riemenzunge und den Pyramiden-Hundswurz werden diese positiven Bestandsreaktionen auf wärme Temperaturen durch das Modell bestätigt. Auch gegenwärtig beobachtete Bestandsverluste von Tier- und Pflanzenarten können durch unsere Modelle erklärt werden. Während bei den modellierten Tierarten mit einem negativen Bestandstrend kein Klimaeffekt nachweisbar war, verloren die Gefäßpflanzen der Moore und Nasswiesen signifikant mehr Populationen als die Pflanzengesellschaften der xerothermen Hanglagen. Aussterbeereignisse werden vor allem in Habitaten, deren klimatische Bedingungen an den Rändern der ökologischen Nische liegen, beobachtet (Arnika, Trollblume, Segge).

Die für die verschiedenen Einzelarten erstellten Modelle haben gezeigt, dass Arten individuell und damit sehr unterschiedlich auf den Klima- und Landschaftswandel reagieren werden. Vor diesem Hintergrund sind konkrete Fragen zur zukünftigen Zusammensetzung von Lebensgemeinschaften und damit zu einem bundeslandweiten Naturschutz nur eingeschränkt zu beantworten. In unseren Metaanalysen zur Identifizierung von möglichen Gewinnern (Bestandszunahme, Neozooen und –phyten) und Verlierern (Bestandsrückgänge, Aussterben) ergaben sich für die verschiedenen taxonomischen Gruppen sehr unterschiedliche Ergebnisse. Für die Heuschrecken konnten wir keine Eigenschaften ableiten, die Gewinner von Ver-

lierern trennen. So zeigten thermophile Heuschreckenarten, für die eine Bestandszunahme zu erwarten wäre, ebenso starke Bestandsrückgänge wie kältetolerante Arten. Bei Tagfaltern hingegen sind negative Bestandsentwicklungen (in der Pfalz) überwiegend bei Arten des Offenlandes mit einer sehr kurzen Flugzeit und wenigen Generationen pro Jahr zu verzeichnen, während positive Bestandsentwicklungen meist bei gesamt-, zentral- oder südeuropäisch verbreiteten Arten beobachtet werden. Diese für die Pfalz abgeleitete Kategorisierung von Arten ist nur bedingt auf größere geographische Räume übertragbar, wie ein Vergleich unserer Ergebnisse mit einer gesamteuropäischen Studie belegt. Neben kleinräumiger Klimavariation spielt hier sicherlich die Landnutzung eine bedeutende Rolle. Für die Gefäßpflanzen war nur ein Klimaeinfluss auf die Verbreitung von Wasserpflanzen (Überdauerungsorgane im Wasser), Halb- und Zwergsträucher (Erneuerungsorgane im Boden) und ein- und zweijährige Kräuter (überwintern als Samen) nachweisbar. Die Häufigkeit dieser Lebensformen, die sich in der Art und Lage ihrer Überwinterungsorgane (Winterkälte) unterscheiden, nimmt mit Zunahme der Temperatur zu. Eine Kategorisierung der Gefäßpflanzen basierend auf ihrer Blattanatomie, die eine ökologische Anpassung an Temperatur und Wasserverfügbarkeit der Pflanze widerspiegelt, war vermutlich aufgrund der unzureichenden Größe des Untersuchungsgebietes „Süddeutschland“ nicht möglich.

In einem letzten Schritt haben wir versucht, mit Hilfe der für die Einzelarten erstellten ökologischen Nischenmodelle relevante Muster in zukünftigen Artenassoziationen für den Naturschutz abzuleiten. Diese Analyse ergab basierend auf der in Zukunft zu erwartenden Habitateignung, dass die Tier- und Pflanzenarten der Moore und Sümpfe vermutlich sehr starke Bestandsrückgänge in Rheinland-Pfalz zeigen werden. Für die übrigen Arten konnten wir aus der heutigen und in Zukunft zu erwartenden Verbreitung zwei distinkte Muster ableiten, die die Arten in ab-/zuwandernde Arten und als in Rheinland-Pfalz ansässig trennen. Trotz dieses klaren Musters werden aber gegenwärtig beobachtete Assoziationen von Arten in bestimmten Regionen in Zukunft voraussichtlich nicht mehr bestehen. So setzen sich die zukünftigen Gruppen in einem Messtischblatt aus Arten zusammen, die in der Gegenwart unterschiedliche Verbreitungsmuster hatten. In den Flusstälern des Rheins, der Mosel und der Nahe werden zukünftig noch mehr Arten als heute zu finden sein. Die Rhein- und Moselregion ist bereits heute und auch zukünftig ein wichtiger Einwanderungsweg für mediterrane Arten, die aufgrund des Klimawandels ihre Verbreitungsgrenze nach Norden verschieben.

Insgesamt zeigen die Ergebnisse unserer Untersuchung, dass der Klimawandel bereits heute die rheinland-pfälzische Biodiversität verändert, d.h. dass Arten Areal- und Bestandsänderungen durchmachen. Das Rhein- und Moseltal sind nicht nur selbst wichtige Zentren der heutigen und zukünftigen Biodiversität, sondern sie ermöglichen die bereits beobachteten und zukünftig vermutlich noch häufiger in Rheinland-Pfalz werdenden Einwanderungs- und Durchwanderungsprozesse von Arten. Aufgrund der großen Dynamik, die in den Lebensgemeinschaften zu erwarten ist, ist die Prognose von zukünftigen Artenassoziationen an einem bestimmten Ort mit unserem aktuellen Wissensstand nicht vorhersagbar. Inhärente Eigenschaften der einzelnen Arten (z. B. Lebenszyklus, Verhalten, Plastizität der Populationen)

und die Interaktionen zwischen Arten, sowie durch den Klimawandel induzierte Landnutzungsänderungen haben einen sehr großen Einfluss auf diese Dynamik. Zu diesen Forschungsthemen existieren bisher nur wenige Arbeiten, die sich auf die Darstellung der Bedeutung dieser ökologischen Themen beschränken.

Die im Rahmen des Moduls Biodiversität zusammengetragenen Verbreitungskarten für Arten und Artengruppen zusammen mit den geschätzten zukünftigen Habitateignungskarten können dennoch als Entscheidungsgrundlage für den Naturschutz dienen. Diese Karten beschreiben die geschätzten Arealänderungen der Arten, geben Auskunft über den zukünftigen Gefährdungsgrad von Arten, zeigen die alten und vermuteten neuen Biodiversitätszentren in Rheinland-Pfalz, ermöglichen die Identifizierung möglicher Barrieren (geographisch, Landnutzung) der Arealänderung von Arten, ermöglichen eine Bewertung der Lage aktueller Schutzgebiete im Vergleich zu den zukünftigen Biodiversitätszentren und erlauben die Bewertung des aktuell existierenden Biotopverbundes im Hinblick auf die Zukunft. Klassische Pflegemaßnahmen können eingesetzt werden, um Arten zumindest kleinräumig trotz Klimawandel zu bewahren und die Arealänderungen von Arten im Allgemeinen besser zu ermöglichen. Nicht zuletzt ist ein kontinuierliches Monitoring der Artenvielfalt dringend erforderlich, um die Arbeitshypothesen, die die Prognosen des Moduls Biodiversität darstellen, permanent zu überprüfen.

10 Öffentlichkeitsarbeit und Produkte

Im Bereich „Öffentlichkeitsarbeit und Produkte“ sind die bisher im Modul Biodiversität erstellten Ergebnisse aufgelistet. Im Folgenden sind die Aktivitäten nach Bereichen gegliedert und innerhalb der Bereiche chronologisch aufgelistet.

10.1 Vorträge/Präsentationen

BUSE, J., GRIEBELER, E.M., SEITZ, A. (2009): Determinants and congruence of species richness patterns across multiple taxonomic groups at a regional scale. Jahrestagung der Gesellschaft für Ökologie (GfÖ) 2009 in Bayreuth, 16.09.2009

BUSE, J., GRIEBELER, E.M., NIEHUIS, M. (2011): Rising temperatures explain past immigration of the thermophilic beetle *Coraebus florentinus* (Coleoptera: Buprestidae) in southern Germany, Tagung „Forest Biodiversity in a changing climate“, Freiburg, 23.09.2011

BUSE, J., GRIEBELER, E.M., HILGERS, J. (2011): Welche möglichen Effekte hat der Klimawandel für die Biodiversität, KlimLand-Abschlusstagung, Neustadt a.d.W., 29.09.2011

GRIEBELER, E.M., BUSE, J. (2011): Welche Risiken und Chancen hat der Klimawandel für die Biodiversität, Tagung Stiftung für Ökologie und Demokratie e.V., Trippstadt, 25.10.2011

10.2 Posterpräsentationen

BUSE, J., GRIEBELER, E.M., SEITZ, A. (2008): Der Einfluss des Klima- und Landschaftswandels auf Arten und ihre Lebensräume in Rheinland-Pfalz, Posterbeitrag bei der Tagung "Klimawandel und Biodiversität" der NNA Schneverdingen 08./09.10.2008

BUSE, J., GRIEBELER, E.M., SEITZ, A. (2010): Heuschrecken im Klimawandel - Wer verliert und wer profitiert?, Posterbeitrag auf der BfN-Forschungskonferenz "Biologische Vielfalt und Klimawandel" in Bonn, 02.03.2010

10.3 Wissenschaftliche Zwischen- und Abschlussarbeiten im Rahmen von KlimLandRP

HALLMANN, K. (2010): Biogeography of plant traits at a regional scale. Unveröffentlichte Diplomarbeit, Johannes Gutenberg-Universität Mainz, Institut für Zoologie.

MICZAJKA, V. (2011): Modellierung der gegenwärtigen und zukünftigen Verbreitung der Gottesanbeterin (*Mantis religiosa*) in Süddeutschland. Unveröffentlichte Diplomarbeit, Johannes Gutenberg-Universität Mainz, Institut für Zoologie.

BRACH, D. (2011): Welche Tagfalterarten sind die Gewinner und Verlierer des Klimawandels? Unveröffentlichte Staatsexamensarbeit, Johannes Gutenberg-Universität Mainz, Institut für Zoologie.

KOCH, L. (2011): Entwicklung und Validierung von Verbreitungsmodellen für das Weinhähnchen *Oecanthus pellucens* (Orthoptera) in Süddeutschland. Unveröffentlichte Bachelorarbeit, Johannes Gutenberg-Universität Mainz, Institut für Zoologie.

NETT, S. (2011): Entwicklung und Validierung von Verbreitungsmodellen für die Südliche Eichenschrecke *Meconema meridionale* (Orthoptera) in Süddeutschland. Unveröffentlichte Bachelorarbeit, Johannes Gutenberg-Universität Mainz, Institut für Zoologie.

10.4 Teilnahme an Fachtagungen/Symposien

BUSE, J. (2008): Fachtagung "Klimawandel und Biodiversität" der NNA Schneverdingen 08./09.10.2008

BUSE, J. (2009): Jahrestagung der Gesellschaft für Ökologie (GfÖ) 2009 in Bayreuth. 15.-16.09.2009

BUSE, J. (2009): LUWG-Arbeitstagung "Umgang mit Artdaten in RP" Mainz. 11.11.2009

BUSE, J. (2010): BfN-Forschungskonferenz "Biologische Vielfalt und Klimawandel" in Bonn. 02.03.2010

BUSE, J. (2011): Fachtagung “Klimawandel und Biodiversität – Folgen für Deutschland”, Biodiversität und Klima-Forschungszentrum Frankfurt a.M. (BIK-F). 19.05.-20.05.2011

BUSE, J. (2011): Internationale Fachtagung „Forest Biodiversity in a changing climate“. Freiburg, 23.09.2011

10.5 Rundfunk und Fernsehen

SÜDWESTRUNDFUNK (2011):. Radiobeitrag zum Effekt des Klimawandels auf die Biodiversität in Rheinland-Pfalz SWR1 RP. 6. Oktober 2011

10.6 Beteiligung in regionalen und nationalen Prozessen und Gremien

GRIEBELER, E.M., BUSE, J. (2012): Der Oberrheingraben im Klimawandel – eine Region passt sich an – Regionalkonferenz des Bundes und der Länder Baden-Würrtemberg, Hessen und Rheinland-Pfalz. 26. und 27 März 2012

10.7 Publikationen

BUSE, J., GRIEBELER, E.M., SEITZ, A. (2009): Determinants and congruence of species richness patterns across multiple taxonomic groups at a regional scale. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 39: 217.

BUSE, J., GRIEBELER, E.M., SEITZ, A. (2009): Der Einfluss des Klima- und Landschaftswandels auf Arten und ihre Lebensräume in Rheinland-Pfalz. In: KORN, H., SCHLIEP, R., STADLER, J. (Eds.). Biodiversität und Klima. Vernetzung der Akteure in Deutschland – Ergebnisse und Dokumentation des 5. Workshops an der Internationalen Naturschutzakademie des Bundesamtes für Naturschutz, Insel Vilm 7.-10.12.2008, Bonn: Bundesamt für Naturschutz, 90-93.

MATTHES, U., VASCONCELOS, A.C., KONOLD, W., GRIGORYAN, G., CASPER, M., SAUER, T., SPIES, E.-D., TINTRUP, G., TRAPP, M., BUSE, J., GRIEBELER, E.M., SEITZ, A., KRAUS, C., BÜCKING, M. (2009): Klima- und Landschaftswandel in Rheinland-Pfalz. Projekt zur Vulnerabilitätsanalyse und zur Entwicklung landesspezifischer Strategien zur Anpassung. Archiv für Forstwesen und Landschaftsökologie 43 (2): 57-69.

BUSE, J., GRIEBELER, E.M. (2011): Incorporating classified dispersal assumptions in predictive distribution models – a case study with grasshoppers and bush-crickets. Ecological Modelling 222: 2130-2141.

DREES, C., BRANDMAYR, P., BUSE, J., DIEKER, P., GÜRLICH, S., HABEL, J., HARRY, I., HÄRDTLE, W., MATERN, A., MEYER, H., PIZZOLOTTO, R., QUANTE, M., SCHÄFER, K., SCHULDT, A., TABOADA, A., AND ASSMANN, T. (2011): Poleward range expansion without a southern contraction in the ground beetle *Agonum viridicupreum* (Coleoptera, Carabidae). ZooKeys 100: 333-352.

BUSE, J., GRIEBELER, E.M. (2012): Determinants and congruence of species richness patterns across multiple taxonomic groups on a regional scale. International Journal of Zoology vol. 2012: Article ID 297657, doi:10.1155/2012/297657.

BUSE, J., GRIEBELER, E.M. (2012): Auswirkungen auf geschützte und schutzwürdige Arten: Kapitel Fang- und Heuschrecken. In: BIK-F Statusbericht Klimawandel und Biodiversität – Folgen für Deutschland (im Druck).

BUSE, J., NIEHUIS, M. & E.M. GRIEBELER (online early): Rising temperatures explain past immigration of the thermophilic oak-inhabiting beetle *Coraebus florentinus* (Coleoptera: Buprestidae) in south-west Germany, Biodiversity and Conservation: DOI 10.1007/s10531-012-0395-y.

.

11 Literaturverzeichnis

ARAUJO, M.B., THUILLER, W., PEARSON, R.G. (2006): Climate warming and the decline of amphibians and reptiles in Europe, Journal of Biogeography 33: 1712-1728.

BADECK, F.-W., POMPE, S., KÜHN, I. & GLAUER, A. (2008): Wetterextreme und Artenvielfalt. Zeitlich hochauflösende Klimainformationen auf dem Messtischblattraster und für Schutzgebiete in Deutschland, Naturschutz und Landschaftsplanung 40: 343-345.

BEAUMONT, L.J. & HUGHES, L. (2002): Potential changes in the distribution of latitudinally restricted Australian butterfly species in response to climate change, Global Change Biology 8: 954-971.

BITZ, A., FISCHER, L., SIMON ET AL. (1994): Die Amphibien und Reptilien in Rheinland-Pfalz – GNOR-Eigenverlag, Landau.

BONELLI, S., CERRATO, C., LOGLISCI, N. & BALLETTO, E. (im Druck): Population extinction in the Italian diurnal lepidoptera an analysis of possible causes, Journal of Insect Conservation: DOI 10.1007/s10841-011-9387-6.

BOVER, P. & J.A. ALCOVER (2008): Extinction of the autochthonous small mammals of Mallorca (Gymnesic Islands, Western Mediterranean) and its ecological consequences, Journal of Biogeography 35, 1112-1122.

BRECHTEL, F., EHRMANN, R., DETZEL, P. (1996): Zum Vorkommen der Gottesanbeterin *Mantis religiosa* (Linné, 1758) in Deutschland, Carolinea 54: 73-90.

BRECHTEL, F. & H. KOSTENBADER (2002): Die Pracht- und Hirschkäfer Baden-Württembergs – Ulmer, Stuttgart.

BRECHTEL, F. & M. NIEHUIS (2010): Der Florentiner Prachtkäfer – *Coraebus florentinus* (Hbst., 1801) – in Rheinland-Pfalz (Insecta: Coleoptera: Buprestidae), Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz 4: 1117-1124.

BRUNZEL, S., BUSSMAN, M. & OBERGRUBER, H. (2008): Deutliche Veränderungen von Tagfalterzönosen als Folge von Ausbreitungsprozessen. Erste Ergebnisse eines Monitorings über 17 Jahre, Natur und Landschaft 83: 280-287.

BULTMAN, T.L. & DEWITT D.J. (2008): Effect of an invasive ground cover plant on the abundance and diversity of a forest floor spider assemblage, Biological Invasions 10: 749-756

BUSE, J. & E.M. GRIEBELER (2011): Incorporating classified dispersal assumptions in predictive distribution models – a case study with grasshoppers and bush-crickets, Ecological Modelling 222: 2130-2141.

BUSE, J. & E.M. GRIEBELER (2012): Determinants and congruence of species richness patterns across multiple taxonomic groups on a regional scale, International Journal of Zoology vol. 2012: Article ID 297657, doi:10.1155/2012/297657.

BUSE, J., NIEHUIS, M. & E.M. GRIEBELER (online early): Rising temperatures explain past immigration of the thermophilic oak-inhabiting beetle *Coraebus florentinus* (Coleoptera: Buprestidae) in south-west Germany, Biodiversity and Conservation: DOI 10.1007/s10531-012-0395-y.

DETZEL, P. (1998): Die Heuschrecken Baden-Württembergs – Ulmer, Stuttgart.

DROBYSHEV, I., NIKLASSON, M., EGGERTSON, O., LINDERSON, H., SONESSON, K. (2008): Influence of annual weather on growth of pedunculate oak in southern Sweden, Annals of Forest Science 65: 512

EHRMANN, R. (2003): Die Gottesanbeterin (*Mantis religiosa*), Neufunde in Deutschland, Articulata 18: 253-254.

ELLENBERG, H., WEBER, H.E., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W., PAULIßEN, D. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa – Scripta Geobotanica 18, 2. Auflage.

FRANKLIN, J. (2009): Mapping species Distributions – spatial inference and prediction – Cambridge University Press, Cambridge.

GARCIÁ-BARROS, E. (2000): Body size, egg size, and their interspecific relationships with ecological and life history traits in butterflies (Lepidoptera: Papilionoidae, Hesperioidea), Biological Journal of the Linnean Society 70: 251-284.

GONZÁLEZ-MEGIÁ, A. MENÉNDEZ, R., ROY, D., BRERETON, T. THOMAS, C.D. (2008): Changes in the composition of Butterfly assemblages over two decades, Global Change Biology 14: 1464-1474.

GRENOUILLET, G., BUISSON, L., CASAJUS, N. & S. LEK (2011): Ensemble modelling of species distribution: the effects of geographical and environmental ranges, Ecography 34: 9-17.

GRIEBELER, E.M. & E. GOTTSCHALK (2010): Conservation of the Grey bush cricket *Platycleis albopunctata* (Orthoptera,: Tettigoniidae) under differing habitat conditions: implications from an individual-based model. In: HABEL, J.C. & T. ASSMANN (eds.): Relict species: phylogeography and conservation biology – Springer, Berlin, Heidelberg: 385-399.

GRÜNITZ, K. & A. HOCHKIRCH (2007): Erst-Nachweis der Südlichen Eichenschrecke, *Meconema meridionale* (Costa, 1860), in Bremen, Articulata 22: 77-79.

GUO, K., HAO, S.G., SUN, O.J., KANG, L. (2009): Differential responses to warming and increased precipitation among three contrasting grasshopper species, Global change Biology 15: 2539-2548.

GÜNTHER, R. (1996): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands – Gustav Fischer-Verlag, Jena.

HÄUPLER, H. & SCHÖNFELDER, P. (1989): Atlas der Farn- und Blütenpflanzen der Bundesrepublik Deutschland – 2.Auflage, Ulmer-Verlag, Stuttgart.

HANSPACH, J.. KÜHN, I., POMPE, S. & KLOTZ, S. (2010): Predictive performace of plant species distribution models depends on species traits, Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics 12: 219-225.

HILL, J.K., THOMAS C.D., HUNTLEY B. (1999): Climate change and habitat availability determine 20th century changes in a butterfly's range margin, Proceedings of the Royal Society London B 266:1197-1206.

HOCHKIRCH, A. (2001): Rezente Areal- und Bestandsveränderungen bei Heuschrecken Nordwestdeutschlands (Orthoptera, Saltatoria), Verhandlungen des Westdeutschen Entomologentages 2000, Düsseldorf, 167-178.

HODKINSON, I. D. & BIRD, J. M. (2006): Flexible responses of insects to changing environmental temperature – early season development of *Craspedolepta* species on fireweed, Global Change Biology 12: 1308-1314.

HUTCHINSON, E. (1957): Concluding remarks, Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology 22: 415-427.

JONZÉN, N., LINDÉN, A., ERGON, T., KNUDSEN, E., VIK, J.O., RUBOLINI, D., PIACENTINI, D., BRINCH, C., SPINA, F., KARLSSON, L., STERVANDER, M., ANDERSSON, A., WALDENSTRÖM, J., LEHIKOINEN, A., EDVASDSEN, E., SOLVANG, R. & STENSETH, N.C. (2006): Rapid advance of spring arrival dates in long-distance migratory birds, Science 312: 1959-1560.

KLOTZ, S. ET AL. (2002): BIOFLOR – Eine Datenbank mit biologisch-ökologischen Merkmalen zur Flora von Deutschland, Schriftenreihe f. Vegetationskunde 38.

KOMONEN, A., KAITALA, V., KOTIAHO, J.S. & PÄIVINEN, J. ET AL. (2004): The role of niche breadth, resource availability and range position on the life history of butterflies, Oikos 105: 41-54.

KORNECK, D., SCHNITTLER, M.,& I. VOLLMERM (1996): Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen (Pteridophyta et Spermatophyta) Deutschlands, Schriftenreihe f. Vegetationskunde 28: 21-187.

KOTZE, D.J. & O´HARA, R.B. (2002): Species decline – but why? Explanations of carabid beetly (Coleoptera, Carabidae) declines in Europe, Oecologia 135: 138-148.

KRAUSE, A. (1998): Floras Alltagskleid oder Deutschlands 100 häufigste Pflanzenarten, Natur und Landschaft 73: 486-491.

KUDRNA, O. (2002): The distribution altlas of Europpean butterflies - Oedippus 20, Apollo-Verlag, Stenstrup.

KÜSTER, E.C., BIERMAN, S.M., KLOTZ, S. & KÜHN, I. (2011): Modelling the impact of climate and land use change on the geographical distribution of leaf anatomy in a temperate flora, Ecography 34: 507-518.

LAWLER, J.J., SHAFER, S.L., BLAUSTEIN, A.R. (2010): Projected climate impacts for the amphibians of the western hemisphere, Conservation Biology 24: 38-50.

MAAS, S., DETZEL, P. & STAUDT, A. (2002): Gefährdungsanalyse der Heuschrecken Deutschlands, Verbreitungsatlas, Gefährdungseinschätzung und Schutzkonzepte – Bfn, Bonn.

MAES, D., BAUWENS, D., BRUYN, L., ANSELIN, A., VERMEERSCH, G., VAN LANDUYT, W., KNIEJF, G., GILBERT, M. (2005): Species richness coincidence: conservation strategies based on predictive modelling, Biodiversity and Conservation 14: 1345-1364.

MEININGER, L. & SCHRÖDER, W. (2007): Verbreitungsaltlas der Moose Deutschlands – Regensburgische Botanische Gesellschaft von 1790 e.V.

MEMMOT, J., CRAZE, P.G., WASER, N.M. & PRICE, M.V. (2007): Global warming and the disruption of plant-pollinator interactions, Ecology Letters 10: 710-717.

MENG, T.-T., JIAN, N. & HARRISON, S.P. (2009): Plantmorphometric traits and climate gradients in northern China: a meta analysis using quadrat and flora data, Annals of Botany 104: 1217-1229.

MICZAJKA, V. (2011): Modellierung der gegenwärtigen und zukünftigen Verbreitung der Gottesanbeterin (*Mantis religiosa*) in Süddeutschland, Unveröffentlichte Diplomarbeit, Johannes Gutenberg-Universität Mainz, Institut für Zoologie.

MINISTERIUM FÜR UMWELT, FORSTEN UND VERBRAUCHERSCHUTZ RHEINLAND-PFALZ (2007): Klimabericht Rheinland-Pfalz 2007 – Mainz.

MORENO-RUEDA, G., PLEGUEZUELOS, J.M. & ALAMINOS, E. (2009): Climate warming and activity period extension in the Mediterranean snake *Malpolon monspessulanus*, Climate Change 92: 235-242.

MORROGIELLO, J.R., CROOK, D.A., KING, A.J., RANSEY, D.S.L. & BROWN, P. (2010): Impacts of drought and predicted effects of climate change on fish growth in temperate Australian lakes, Global Change Biology 17: 745-755.

NIEHUIS, M. (2001): Die Bockkäfer in Rheinland-Pfalz und im Saarland, Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz, Beiheft 26, Landau.

NIEHUIS, M. (2004): Die Prachtkäfer in Rheinland-Pfalz und im Saarland, Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz, Beiheft 31, Landau.

NÖLLERT, A. (1990): Die Knoblauchkröte – *Pelobates fuscus* – Die Neue Brehm Bücherei, Ziemsen Verlag, Wittenberg.

PETERSEN, A.T., ORTEGA-HUERTA, M.A., BARTLEY, J., SÁNCHEZ-CORDERO, V., SOBERON, J., BUDEMEIER, R.H. & STOCKWELL, D.R.B. (2002): Future projections for Mexican faunas under global climate change scenarios, Nature 416: 626-629.

PÖYRY, J., LUOTO, M., HEIKKINEN, R.K., KUUSSAARI, M. & SAARINEN, K. (2009): Species traits explain recent range shifts of Finnish butterflies, Global Change Biology 15 : 732-743.

POMPE, S., HANSPACH, J., BADECK, F.-W., KLOTZ, S., THUILLER, W. & KÜHN, I. (2008): Climate and land use change impacts on plant distributions in Germany, Biology Letters 4: 564-567.

POMPE, S., HANSPACH, J., BADECK, F.-W. & KLOTZ, S. (2010): Investigating habitat-specific plant species pools under climate change, Basic and Applied Biology 11: 603-611.

POST, E. & PEDERSEN, C. (2006): Opposing plant community responses to warming with and without herbivores, PNAS 105: 12353-12358.

PRIETO, P., PENUELAS, J., LLUSIÀ, J., ASENSIO, D. & ESTIARTE, M. (2009): Effects of experimental warming and drought on biomass accumulation in a Mediterranean shrubland, Plant Ecology 205: 179-191.

PRIMACK, R. B. (1995): Naturschutzbiologie – Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.

PULIDO, F. & BERTHOLD, P. (2010): Current selection for lower migratory activity will drive the evolution of residency in a migratory bird population, PNAS 107: 7341-7346.

RAUNKIAER, C. (1934): The life forms of plants and statistical plant geography – Clarendon Press, Oxford.

RAUNKIAER, C. (1937): Plant life forms – Clarendon Press, Oxford.

RÉALE, D., MCADAM, A.G., BOUTIN, S. & BERTEAUX, D. (2011): Genetic and plastic responses of a norhtern mammal to climate change, Proceedings of the Royal Society B 270: 591-596.

REINEKING, B. & SCHRÖDER, B. (2004): GÜTEMAßE FÜR HABITATMODELLE. IN: DORMANN, C.F., BLASCHKE, T., LAUSCH, A., SCHRÖDER, B. & SÖNDGERATH, D. Habitatmodelle – Methodik, Anwendung, Nutzen, UFZ-Berichte 9/2004: 27-37.

ROBINET, C. & ROQUES, A. (2010): Direct impacts of recent climate warming on insect populations, Integrative Zoology 5 : 132-142.

ROCKWELL, R.F. GORMEZANO, L.J. & KOONS, D.N. (2011): Trophic matches and mismatches: can polar bears reduce the abundance of nesting snow geese in western Hudson Bay? Oikos 120: 696-709.

ROTHMALER, W. & JÄGER, E.J. (1996): Exkursionsflora von Deutschland, Band 2: Gefäßpflanzen – Fischer-Verlag, Jena.

SALEWSKI, V., HOCHACHKA, W.M. & FIEDLER, W. (2010): Global warming and Bergman's rule: do central European passerines adjust their body size to rising temperatures? Oecologia 162: 247-260.

SCHIMMEL, R. (1989): Monographie der rheinland-pfälzischen Schnellkäfer (Insecta: Coleoptera: Elateridae), Pollichia 16, Bad Dürkheim.

SCHOUTEN, M.A., VERWEIJ, P.A., BARENDREGT, A., KLEUKERS, R.M.J.C., KALKMAN, V.J., RUITER P.C. (2009): Determinants of species richness patterns in the Netherlands across multiple taxonomic groups, Biodiversity and Conservation 18: 203-217.

SCHULTE, T. (1992): Über das Vorkommen thermophiler Geradflügler (Insecta: Orthoptera) im trockenheißen Sommer 1991 und deren Bestandssituation 1992, Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz 6: 1145-1152.

SCHULTE, T., ELLER, O., NIEHUS, M. & RENNWALD, E. (2007): Die Tagfalter der Pfalz. Band 1 und 2 – GNOR-Verlag, Landau.

SCHWERTFEGER, F. (1963): Autökologie – Die Beziehungen zwischen Tier und Umwelt – Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin.

SETTELE, J., KUDRNA, O., HARPKE, A., KÜHN, I., VAN SWAAY, C. & VEROVNIK, R. (2008): Climatic risk atlas of European butterfies – Pensoft, Sofia-Moscow.

SETTELE, J., STEINER, R., RHEINHARDT, R., FELDMANN, R. & HERRMANN, G. (2009): Die Tagfalter Deutschlands – Ulmer-Verlag, Stuttgart.

SOLINAS, M. (1974): *Coroebus florentinus* (Herbst) (Coleoptera, Buprestidae). Biologia, danni, lotta, Entomologica 10: 141-193.

VAN SWAAY, C., WARREN, M. & LOIS, G. (2006): Biotope use and trends of European butterflies, Journal of Insect Conservation 360: 339-357.

TAUTENHAHN, S., GÖTZENBERGER, L., HEILMEIER, H., KLOTZ, S., KÜHN, I. & WIRTH, C. ET AL. (2008): On the biogeography of seed mass in Germany – distribution patterns and environmental correlates, Ecography 31: 457-468.

THOMAS, C.D. & LENNON, J.J. (1999): Birds extend their ranges northwards, Nature 399: 213.

TOPP, W., KAPPES, H., ROGERS, F. (2008): Response of ground-dwelling beetle (Coleoptera) assemblages to giant knotweed (Reynoutria spp.) invasion, Biological Invasion 10, 381-390.

TOWNSEND, C.R., HARPER, J.L. & BEGON, M.E.. (2003): Ökologie – Springer Verlag, Berlin.

UJVARI, B., SHINE, R. & MADSEN, T. (2011): How well do predators adjust to climate-mediated shifts in prey distribution? A study on Australian water pythons, Ecology 92: 777-783.

VISSER, M.E., ARDRIAENSEN, F., VAN BALEN, J. H., BLONDEL, J., DHONDT, A.A., VAN DONGEN, S., DU FEU, C., IVANKINA, E.V., KERIMOV, A.B., DE LAET, J., MATTHYSEN, E., MCCLEERY, R., ORELL, M. & THOMSON, D.L. (2003): Variable responses to large-scale climate change in European *Parus* populations, Proceedings of the Royal Society B 270: 367-372.

DE VRIES, H.H., ENS, S.H., DE GRAAF, G., TEUNISSEN, L., VAN DER VELDE, R., VOGELAAR, L., WINTERINK, A. & VISSER, M.E. (2011): Synchronisation of egg hatching of brown hairstreak (*Thecla betulae*) and budburst of blackthorn (*Prunus spinosa*) in a warmer future, Journal of Insect Conservation 15: 311-319.

WALTHER, G.-R. ROQUES, A., HULME, P.E., SYKES, M.T., PYSEK, P. KÜHN, I., ZOBEL, M., BACHER, S., BOTTA-DUKAT, Z., BUGMANN, H., CZUCZ, B., DAUBER, J., HICKLER, T., JAROSIK, V., KENIS, M., KLOTZ, S., MINCHIN, D., MOORA, M., NENTWIG, W., OTT, J., PANOV, V.E., REINEKING, B., ROBINET, C., SEMENCHENKO, V., SOLARZ, W., THUILLER, W., VILÁ, M., VOHLAND, K. & SETTELE, J. (2009): Alien species in a warmer world: risks and opportunities, Trends in Ecology and Evolution 24: 686-693.

WARREN, M.S., HILL, J.K., THOMAS, J.A., ASHER, J., FOX, R., HUNTLEY, B..(2001): Rapid responses of British butterflies to opposing forces of climate and habitat change, Nature 414: 65-69.

ZEREBECKI, R. A. & SORTE, C.J.B. (2011): Temperature tolerance and stress proteins as mechanisms of invasive species success, PLOS ONE 6(4): e14806.doi:10.1371/journal.pone.0014806.

12 Anhänge

Anhang Teil 1

Abb. A1: Übersichtskarte Gesamtdeutschland und Kalibrierungsraum der ökologischen Nischenmodelle

Tab. A1: Gegenwärtige (1950-2006) und zukünftige Habitateignung (2041-2055) aller modellierten Arten

Tab. A2: Liste aller in den Nischenmodellen getesteten Umweltvariablen

Anhang Teil 2

Vollständiger Bericht der floristisch-vegetationskundlichen Untersuchung

Die Anhänge finden sich in gesonderten Dokumenten.