

Potenzielle Auswirkungen des Klimawandels auf die Kohärenz von Schutzgebiets-Netzwerken

Ein Konzept für das Natura-2000-Netzwerk in Deutschland

Von HOLGER DEMPE, TORSTEN BITTNER, ANJA JAESCHKE und CARL BEIERKUHNLEIN

Abstracts

Die Auswirkungen des Klimawandels auf schützenswerte Lebensräume, insbesondere auf das Natura-2000-Netzwerk der Europäischen Union, sind bisher schwer abzuschätzen. Diese Studie stellt eine neue mehrstufige Methode zur Ermittlung der Beeinflussung der Kohärenz von Naturschutznetzwerken in einem sich wandelnden Klima vor. Wir nutzen beispielhaft zwei Lebensraumtypen der FFH-Richtlinie (trockene Heiden und Eichen-Hainbuchenwald).

Die künftige potenzielle Verbreitung dieser Lebensraumtypen wird für drei Zeitschritte im 21. Jahrhundert berechnet. Nachfolgend wird mit einem omnidirektionalen Ausbreitungsmodell dargestellt, welcher Teil hiervon unter Berücksichtigung des Aufwands, einzelne Lebensräume zu erreichen, auch realisiert werden kann. Zuletzt wird die künftige Kohärenz der Lebensräume mit Hilfe eines graphenbasierten Index individuell für die beiden betrachteten Lebensraumtypen und für biogeographische Szenarien (mit und ohne realisierte Ausbreitung) ermittelt.

Eine praktikable Kombination von Umwelthüllenmodellen mit der Graphentheorie wird aufgezeigt. Hiermit können räumlich explizite Informationen zur Bewertung und Priorisierung von Schutzgebieten abgeleitet werden. Durch die Verfügbarkeit sequentieller Karten zu wahrscheinlichen Entwicklungen werden frühzeitig negative Trends aufgezeigt, aber auch proaktiv sich ergebende Optionen für die Entwicklung neuer Schutzgebiete können erkannt und in entsprechende Maßnahmen umgesetzt werden.

Potential Effects of Climate Change on the Coherence of Protection Area Networks – Concept for the Natura 2000 network in Germany

Impacts of climate change on habitats and especially on the Natura 2000 network of the European Union have proven difficult to estimate. In a multistep approach this study has developed a methodology to assess the impacts of climate change on habitat coherence, using the example of two habitat types (“dry heathlands” and “oak-hornbeam forests”) defined by the Habitats Directive.

Potential future distribution of these habitat types has been projected for three time steps during the 21st century. Subsequently, an omnidirectional dispersal model is applied under consideration of costs to reach individual habitats in order to identify the potentially reachable areas. Finally, habitat coherence is calculated for a graph-based index for both habitat types and for biogeographical scenarios (with and without realised dispersal).

The study demonstrates a feasible combination of environmental envelope models with graph theory. Spatially explicit information required for the evaluation and prioritisation of conservation areas can be derived. The availability of maps with sequences of likely habitat development allows not only for an early identification of negative trends but also to proactively identify options for the establishment of new conservation areas and for the target-oriented implementation of conservation management.

1 Einleitung

Trotz der in den letzten Jahren stark intensivierten Forschung zum Themenkomplex des Klimawandels und der damit verbundenen ökologischen Auswirkungen bestehen in vielen Bereichen, so auch im Naturschutz, noch erhebliche Wissenslücken. Erste klimawandelbedingte Veränderungen in Ökosystemen lassen sich beobachten. Verschiebungen von Verbreitungsoptima einzelner Arten werden bereits dokumentiert (z.B. LENOIR et al. 2008). Allerdings sind konkrete Einflüsse des Klimawandels nur sehr bedingt zu erfassen. Die Trennung von anderen Um-

weltveränderungen ist nur eingeschränkt möglich. Artsspezifische Eigenheiten sind zu bedenken. Ausbreitungsgeschwindigkeiten sind unklar und teils überraschend hoch oder gering (JAESCHKE et al. 2012). Interaktionen zwischen Organismen und die Trägheit natürlicher Sukzessionsabläufe sind unter den neuartigen und sich weiterhin ändernden Bedingungen kaum abschätzbar.

Für den Verlauf des 21. Jahrhunderts lassen Modellprojektionen tiefgreifende Veränderungen der Arten von Naturschutzgebieten des Natura-2000-Netzwerkes erwarten (ARAÚJO et al. 2011). Das Konzept der Klimahüllen von Arten, also

ihres virtuellen Klimaraumes, wurde inzwischen um weitere ökologische Dimensionen erweitert. Aktuelle Umwelthüllenmodelle (UHM) stellen leistungsfähige Arbeitstechniken bereit, um potenzielle künftige Verbreitungen von Arten abzuleiten. Diese Modelle gehen von einem engen Zusammenhang zwischen den Umweltfaktoren und dem Vorkommen bzw. der regionalen Abundanz von Arten aus (z.B. ARAÚJO & NEW 2007). Durch die Kombination der Stärken von mehreren Modellalgorithmen zu einzelnen Ensembleprojektionen können die Modellunsicherheiten reduziert werden (ARAÚJO & NEW 2007).

Eingedenk der bekannten Einschränkungen sind Verbreitungsmodelle nichtsdestotrotz eine praktikable Grundlage zur Abschätzung künftiger zu erwartender Veränderungen der räumlichen Verteilung von Organismen. Neben methodischen Limitationen bleiben verständlicherweise Ungewissheiten bezüglich der tatsächlich erfolgenden Klimaveränderung, aber noch stärker bezüglich der Anpassung von Artpopulationen, ihrer Plastizität, der Einheitlichkeit von Artreaktionen im Verbreitungsgebiet und letztendlich bezüglich der Entwicklung ihrer biotischen Konnektive.

Solche Befunde zeigen sehr eindringlich die Herausforderungen auf, die sich dem Naturschutz angesichts des Klimawandels stellen, und dies gilt auch und gerade im Kontext von großen, länderübergreifenden Schutzgebietsnetzen, wie dem Natura-2000-Netzwerk der Europäischen Union (HOLE et al. 2009). Trotz der immensen Bedeutung dieses Schutzkonzeptes berücksichtigen bislang nur wenige Klimawandelstudien dessen Besonderheiten, insbesondere bezüglich der Lebensraumtypen (LRT) der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie. Die Modellierung von Lebensraumtypen als Einheiten oder auf der Grundlage ihrer individuellen Artenausstattung ist noch wenig verbreitet (z.B. MÜCHER et al. 2009, BITTNER et al. 2011). Dies mag daran liegen, dass europaweite Daten zu FFH-Gebieten in hoher räumlicher Auflösung erst seit kurzer Zeit vorliegen und mit zahlreichen Problemen der Qualitätskontrolle assoziiert werden. Andererseits bietet diese Datenbank ein enormes Potenzial zur Ermittlung großräumiger Zusammenhänge und Entwicklungen.

Insbesondere werden für die Naturschutzpraxis Hinweise auf die Entwicklung von Lebensräumen benötigt um frühzeitig Strategien für das zukünftig angemessene Management bestimmter Lebensraumtypen zu entwickeln.

Modellierungen ermöglichen durchaus Evaluierungen von Naturschutznetzwerken unter sich künftig verändernden Rahmenbedingungen (z.B. ARAÚJO et al. 2011). Modelle, die auf der Grundlage konkreter Verbreitungsangaben bzw. Kartierungen korrelativ erstellt werden und mit Klimadaten und anderen Geoinformationen verknüpft werden, sind unter sich verändernden Rahmenbedingungen den expertenbasierten Ansätzen, wie der potenziell natürlichen Vegetation (pnV), klar überlegen. Aufgrund der Komplexität räumlicher Muster und der Geschwindigkeit zeitlicher Abläufe versagen traditionelle Ansätze zwangsläufig (s.a. CHIARUCCI

et al. 2010). In Langzeitexperimenten konnte gezeigt werden, dass selbst am gleichen Standort nicht mit einer deterministischen Sukzession zu rechnen ist. Nach einem durch extreme Wetterbedingungen im Sommer 2003 bewirkten Zusammenbruch der Vegetation wurde die Sukzession auf direkt benachbarten Flächen mit gleicher Ausgangsartenzusammensetzung in unterschiedliche Richtungen gelenkt (KREYLING et al. 2011).

Bezüglich der Klassifikation von Lebensräumen sind daher breiter angelegte Konzepte, beispielsweise an der Wuchsenformenzusammensetzung oder an dominanten Arten orientierte, vorzuziehen, auch wenn diese ebenfalls nur als Surrogat tatsächlicher Verhältnisse dienen. Hier sind durchaus auch einige der Lebensraumtypen (LRT) der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie kritisch zu hinterfragen. In jedem Fall erscheint es wenig realistisch, die historischen Verhältnisse und Pflanzengesellschaften aus der Mitte des 20. Jahrhunderts einfach aktualistisch in die Zukunft zu projizieren. Es ist äußerst unwahrscheinlich, dass durch wenige diagnostische Arten definierte Pflanzengesellschaften in ihrer Zusammensetzung unverändert bleiben werden. Schon heute gibt es bei Kartierungen von Schutzgebieten das Problem, bei einer ehrlichen Erfassung sehr oft nur noch im Sinne der Pflanzensoziologie „ranglose“ Gesellschaften ausscheiden zu können.

Wissen zur klimatisch potenziell möglichen zukünftigen Verbreitung von Arten und Lebensräumen allein ist sicherlich nicht ausreichend für eine fundierte Abschätzung der Qualität eines Naturschutznetzwerkes. Ein bislang kaum beachteter, aber offensichtlich ganz wesentlicher Aspekt ist die Konnektivität der einzelnen Elemente eines Netzwerkes (z.B. CABEZA 2003). Die verstärkte Berücksichtigung der Konnektivität in der Naturschutzplanung wird nicht nur empfohlen (z.B. VAN TEEFFELN et al. 2006) sondern ist auch ausdrücklich in Artikel 10 der FFH-Richtlinie verankert.

Trotz der evidenten Bedeutung der Konnektivität für die Umsetzung von Naturschutzkonzepten steht deren Beachtung im Kontext des Klimawandels erst am Anfang. Allerdings liegt es auf der Hand, dass die zunehmende Fragmentierung von Lebensräumen die Fähigkeit von Arten durch Arealverschiebungen auf den Klimawandel zu reagieren beeinträchtigt (OPDAM & WASCHER 2004). VOS et al. (2008) verwendeten erstmals einen kombinierten Ansatz aus Umwelthüllen- und Ausbreitungsmodellen um die Auswirkungen

des Klimawandels auf die räumliche Kohärenz des Natura-2000-Netzwerkes zu analysieren. Sie benutzen hierzu eine Auswahl von Arten als Repräsentanten für verschiedene Ökosystemtypen.

Ein probater Ansatz, um die räumlichen Zusammenhänge zwischen einzelnen kleinflächigen Schutzgebieten landschaftsökologisch angemessen zu analysieren, leitet sich aus der Graphentheorie ab (z.B. URBAN & KEITT 2001). Sie ermöglicht durch die abstrakte Abbildung der Landschaftselemente (Schutzgebiete) und deren Verbindungen untereinander den Zugang zu den komplexen Reaktionen von Lebensraumtypen auf Umweltveränderungen hinsichtlich ihrer räumlichen Organisation. Zusätzlich ermöglicht die Kombination aus Umwelthüllenmodellen und Graphentheorie die Evaluierung veränderter Umweltbedingungen und -einflüsse wie sie sich durch Klimawandel, Stickstoffeintrag, Landnutzungsänderungen oder auch durch verändertes Naturschutzmanagement ergeben können.

Hier wird, beispielhaft für Deutschland, nun ein praktikabler Ansatz zur Analyse der potenziellen Auswirkungen des Klimawandels auf die Kohärenz der Lebensraumtypen des Natura-2000-Netzwerkes vorgestellt. Die Kombination von Umwelthüllenmodellen, Ausbreitungsmodellen und der Graphentheorie ermöglicht nicht nur Einblicke in funktionale Veränderungen des Schutzgebietsnetzwerkes, sondern unterstützt auch die Entwicklung effizienter Anpassungsstrategien.

2 Material und Methoden

2.1 Auswahl der Lebensraumtypen

Aus dem Anhang I der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (Europäische Union 1992) haben wir exemplarisch zwei terrestrische „natürliche Lebensraumtypen von gemeinschaftlichem Interesse“ ausgewählt. Diese beiden Einheiten, die trockenen europäischen Heiden (LRT 4030) und der Labkraut-Eichen-Hainbuchenwald Galio-Carpinetum (LRT 9170), weisen in Deutschland eine weite Verbreitung auf, unterscheiden sich jedoch bezüglich des Spektrums der abgedeckten abiotischen Umweltbedingungen (Tab. 1). Ferner lassen diese Lebensraumtypen aufgrund ihrer Thermophilie eine Sensitivität gegenüber dem Klimawandel erwarten (European Topic Centre on Biological Diversity ETC BD 2008). Detailliertere Informationen zu den Lebensraumtypen können im Interpretationshandbuch der Europäischen Kommission nachgeschlagen werden (Europäische Kommission 2007).

Tab. 1: Eigenschaften der beiden exemplarisch ausgewählten terrestrischen Lebensraumtypen (gemäß Anhang I der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie)

Lebensraumtyp	Substrat	Temperatur	Feuchte
4030 Trockene europäische Heiden	silikatisch	gemäßigt	feucht bis trocken
9170 Labkraut-Eichen-Hainbuchenwald <i>Galio-Carpinetum</i>	kalkig/ silika-tisch	warm	halbtrocken bis trocken

2.2 Datengrundlage

Eine der Herausforderungen von Modellierungsstudien besteht in der Beschaffung von möglichst genauen und umfangreichen Daten. In unserer Studie wurden Daten aus unterschiedlichen Quellen verwendet. Die Klima- sowie Höhendaten zur Repräsentation der aktuellen Situation (sog. 2000er: Bezugszeitraum 1950 – 2000), mit einer Auflösung von 30 Bogensekunden, entstammen dem WorldClim-Datensatz (Version 1.4) wie er in HUMANS et al. (2005) beschrieben wird. Die Klimadaten der Zukunftsprojektionen basieren auf dem als gemäßigt zu bezeichnenden Emissionsszenario BAMBU (Business As Might Be Usual, A2) (SPANGENBERG 2007) und wurden mit dem globalen Klimamodell HadCM3 berechnet. Als Quelle für die ebenfalls in 30 Bogensekunden aufgelösten Zukunftsdaten für die drei Zeitschritte 2020er (Zeitraum 2010–2039), 2050er (Bezugszeitraum 2040–2069) und 2080er (Bezugszeitraum 2070–2099) diente die „climate change downscaled data website“ (CIAT 2010). Alle Klimadaten stellen somit langjährige Mittel dar. Das „European Soil Data Center“ als Teil des „Joint Research Center of the European Commission“ (JRC) stellte Boden-pH-Werte als Indikatoren für die Nährstoffverfügbarkeit in ganz Europa zur Verfügung. Eine genaue Beschreibung findet sich in REUTER et al. (2008). Die gesamten Daten wurden in einem einzigen Vektordatengitter kondensiert und decken die EU25-Länder (ausgenommen Zypern und weit entfernte Inseln wie die Kanaren) mit einer räumlichen Auflösung von 2,5 x 2,5 km ab.

Die unterschiedlich aufgelösten Daten über die heutige Verbreitung der Lebensraumtypen in den EU25-Staaten wurden von dem „Central Data Repository Server“ des „European Environment Information and Observation Network“ (EIONET 2009) bezogen. Die Daten wurden im Rahmen der verpflichtenden Länderberichte gemäß Artikel 17 der FFH-Richtlinie im Jahr 2007 erhoben. Die Verbreitungsdaten wurden in das gleiche 2,5 x 2,5-km-Datengitter wie die Umweltdaten integriert. Im Fall von Deutschland wurden die Verbreitungsdaten der Le-

bensraumtypen zuvor mit den genauen Schutzgebietsgrenzen verschnitten und nachfolgend auf die 2,5 x 2,5-km-Auflösung generalisiert.

2.3 Umwelthüllenmodellierung (UHM)

Eine Variablenselektion spezifisch für jeden der beiden Lebensraumtypen wurde vor der eigentlichen Modellierung durchgeführt, um die Anzahl der Variablen zu reduzieren und somit diejenigen beizubehalten, welche die aktuelle Verbreitung bestmöglich erklären. Nur jene Umweltvariablen, die miteinander zu weniger als 70% korreliert sind, wurden für die UHM-Durchläufe berücksichtigt. Für trockene europäische Heiden (LRT 4030) sind dies der Boden-pH-Wert, die mittleren Niederschläge in den Monaten Januar und Mai, die Minimumtemperatur im Januar sowie die Temperatur- und Niederschlagssummen im Sommerhalbjahr von März bis September. Für den Labkraut-Eichen-Hainbuchenwald *Galio-Carpinetum* (LRT 9170) ergab die Vorauswahl folgende erklärende Variablen: Boden-pH-Wert, mittlere Niederschläge in den Monaten Juli und Oktober sowie die Temperatur- und Niederschlagssummen im Sommerhalbjahr von März bis September.

Die Umwelthüllenmodellierung wurde mit dem frei verfügbaren BIOMOD Paket in der Version 1.1-6.7 (THULLER et al. 2009) für die Statistikprogrammiersprache R 2.12.0 (R DEVELOPMENT CORE TEAM 2010) umgesetzt.

Alle in BIOMOD verfügbaren Modellalgorithmen wurden für die Ensemble-Modellierung mit den Standardvorgaben für die verfügbaren Optionen verwendet. Eine einmalige, zufällige Datensatzaufteilung (vergleiche ARAÚJO & PEARSON 2005) in 70% Trainingsdaten und 30% Testdaten wurde zur Modellvalidierung verwendet. Der AUC (area under the receiver operating characteristic curve) wurde als Gütemaß für die Modellanpassung herangezogen (SWETS 1988), auch wenn dieser durchaus etablierten Kenngröße kritisch zu begegnen ist (LOBO et al. 2008). Für die Berechnung des Ensembles wurde der Mittelwert verwendet und der Schwellenwert für das Auftreten bzw. Nichtauftreten von Lebensraumtypen wurde durch die

Maximierung des Gütemaßes Kappa festgelegt (PEARSON et al. 2002).

2.4 Ausbreitungsdistanzen und Kosten

Lebensräume von Lebensgemeinschaften als solche breiten sich nicht aus, wie es Arten tun. Sie verlagern sich bestenfalls im Raum. Dies sind jedoch grundlegend anders geartete Mechanismen auf unterschiedlichem Level biotischer Organisation und Komplexität. Eine konkrete Analyse des „Ausbreitungs“-Mechanismus von Lebensraumtypen ist nicht einfach, da hierzu eine heterogene Mischung von Ausbreitungsstrategien der beteiligten Arten (sowohl Flora als auch Fauna) beiträgt. Basierend auf den bekannten Ausbreitungsmechanismen (ROTHMALER et al. 2005, BfN 2011) der vorherrschenden Pflanzenarten, wie sie im Interpretationshandbuch der Europäischen Union gelistet werden (Europäische Kommission 2007), wurde für jeden der beiden von uns ausgewählten Lebensraumtypen eine „Ausbreitungsgeschwindigkeit“ abgeschätzt. Dabei wurde angenommen, dass die Dynamik des Lebensraumtyps derjenigen der langsamsten charakteristischen Art entspricht, auch wenn die individuellen Ausbreitungseigenschaften der Arten zusammengekommen durchaus zur Ausbildung eines anderen Lebensraumtypen führen können. Für trockene europäische Heiden (LRT 4030) wird eine maximale Geschwindigkeit von 1,0 km pro Jahr und für den Labkraut-Eichen-Hainbuchenwald *Galio-Carpinetum* (LRT 9170) eine maximale Geschwindigkeit von 0,5 km pro Jahr verwendet.

Durch den Einbezug des Aufwands für die Ausbreitung eines Lebensraumtyps können Landschaftseigenschaften Rechnung getragen werden (z.B. FOLTÈTE et al. 2008). Dabei wird die Landschaft in Rasterzellen zerlegt und jeder Rasterzelle ein Wert in Abhängigkeit der Landschaftseigenschaften in dieser Zelle zugewiesen. Dieser Wert repräsentiert die Kosten bzw. den Aufwand für einen Lebensraumtyp diese Rasterzelle zu durchqueren. In dieser Studie wurde ein 100 x 100-m-Kostenraster erzeugt, aufbauend auf dem „Corine Land Cover 2006“ (European Environment Agency 2010) und den Höheninformationen aus dem WorldClim-30-Bogensekunden-Datensatz. Den klassifizierten Daten wurden geschätzte Kosten aufgrund ihrer Barrierewirkung zugewiesen (Tab. 2), die anschließend für jede Rasterzelle aufsummiert wurden. Je stärker die anthropogene Beeinflussung und je höher die Geländehöhe, desto größer war

Tab. 2: Kostenfaktoren für verschiedene Landbedeckungstypen (Corine Land Cover) und Höhen.

Beschreibung	Kostenfaktor
Landbedeckung	
Urbane Flächen (CLC Klassen 1xx)	10
Landwirtschaftlich geprägte Flächen (CLC Klassen 2xx)	6
Naturnahe Flächen (CLC Klassen 3xx)	1
Überwiegend Wasseroberflächen (CLC Klassen 4xx und 5xx)	4
Höhe	
Geländehöhe 0 – 500 m üB. NN	0
Geländehöhe 501 – 1000 m üB. NN	4
Geländehöhe 1001 – 1500 m üB. NN	6
Geländehöhe >1500 m üB. NN	8

die angenommene Barrierewirkung. Der mögliche Wertebereich für die Kosten reicht von niedrigen Kosten mit einem Wert von ‚1‘ für naturnahe Flächen unter 500 m üB. NN bis zu den höchsten Kosten von ‚18‘ für urbane Gebiete oberhalb von 1500 m üB. NN.

Unter der Annahme einer ungerichteten Ausbreitung der Lebensraumtypen wurden die potenziell erreichbaren zukünftigen Lebensräume und die hieraus abgeleiteten Areale durch die Kombination der Werkzeuge ‚Cost distance‘ und ‚Extract Values by Points‘ als Teil der ‚Spatial Analyst‘-Erweiterung in ArcGIS 10.0 SP2 identifiziert. Die Kostendistanzen wurden, ausgehend von den Flächenmittelpunkten der 2,5x2,5-km-Rasterzellen, die vom jeweiligen Lebensraumtypen im vorhergehenden Zeitschritt besiedelt waren, für die drei Zeitschritte (2020er, 2050er und 2080er) berechnet. Als Werte für die Kostendistanzberechnung wurden die maximalen Ausbreitungsdistanzen verwendet. Vor der eigentlichen Konnektivitätsanalyse wurden die Trennlinien zwischen zwei direkt benachbarten positiven Vektorgitternetzzen aufgelöst, so dass hieraus jeweils ein einzelnes durchgehendes Gebiet entsteht.

2.5 Konnektivitätsanalyse

Im Laufe der letzten Jahre wurde eine Vielzahl verschiedener Konnektivitätsindizes entwickelt, nicht nur auf Grundlage der Graphentheorie (URBAN & KEITT 2001). Für die hier beschriebene Analyse wurde der graphenbasierte „probability of connectivity“ (PC) Index von SAURA & PASCUAL-HORTAL (2007) in der Software „Conefor Sensinode“ Version 2.5.8 (beta), wie in SAURA & TORNE (2009) beschrieben, verwendet.

In der Graphentheorie wird eine Landschaft als ein Gefüge von diskreten Lebensraumeinheiten (hier: Vorkommen des jeweiligen Lebensraumtyps), den so genannten Knoten, verstanden (Abb. 1). Der Austausch von Objekten (z.B. von Organismen) zwischen diesen Gebieten, sprich deren Verbindung, wird Kante genannt (Abb. 1). Es werden also in der hieraus abgeleiteten und von uns verfolgten Methode sowohl räumliche als auch prozessorientierte Aspekte berücksichtigt.

Wahrscheinlichkeitsbasierte Indizes wie der PC-Index stellen die Verbindungen (Kanten) zwischen einzelnen Gebieten als Ausbreitung- bzw. Austauschwahrscheinlichkeiten dar (Abb. 1). In unserer Studie wurde dafür die negative Exponentialfunktion der Conefor Sensinode Software genutzt (SAURA & PASCUAL-HORTAL 2007), wobei den maximalen Ausbreitungsdistanzen eine Wahrscheinlichkeit von 0,05 (5%) zugewiesen wurde.

Der PC-Index ist sensitiv für den Verlust von Landschaftselementen und unterstützt die explizite Identifikation der wichtigsten Schutzgebiete innerhalb des Netzwerkes (SAURA & TORNE 2009). Darüber hinaus ermöglicht der PC-Index nicht nur die Quantifizierung der räumlichen Beziehungen der einzelnen Elemente zueinander, sondern berücksichtigt optional auch relevante ökologischen Charakteristika der einzelnen Schutzgebiete (Knoten) und deren Verbindungen (Kanten). Der PC-Index basiert auf dem Habitatverfügbarkeitskonzept, in dem die Fläche eines Knotens ebenfalls als verbundener Raum angesehen wird. Das ermöglicht eine weitere Differenzierung und Quantifizierung des Beitrages einzelner Landschaftselemente zur Gesamtkonnektivität der Landschaft (SAURA & RUBIO 2010). Grundsätzlich lassen sich so der Beitrag eines Lebensraumtypvorkommens (Knoten) durch die Fläche (Intrakonnektivität) und jener der Verbindung (Kante) zwischen den einzelnen Vorkommen (Interkonnektivität) unterscheiden. Diese Unterscheidung ist bei zukünftigen Managemententscheidungen durchaus relevant, da die Arten jedes Lebensraumtyps unterschiedliche Ansprüche an das Netzwerk haben. So kann es zum Beispiel möglich sein, dass ein Lebensraumtyp bezüglich seiner Artausstattung nicht erhalten werden kann, da die hierzu beitragenden Arten eine große zusammenhängende Fläche benötigen und nicht ein, wenn auch stark verbobenes, Netzwerk aus kleinen Flächen.

Für jeden der beiden Lebensraumtypen wurden zwei Konnektivitätsszenarien für die vier Zeitschritte bzw. zeitlichen Peri-

oden 2000er- (aktuell), 2020er-, 2050er- und 2080er-Jahre berechnet. Die Lebensraumtypvorkommen innerhalb einer bestimmten Entfernung zum Zeitpunkt der Betrachtung definieren im Grunde die Konnektivität, im Folgenden wird diese Entfernung „Konnektivitätsdistanz“ genannt. Es wurden die gleichen Werte wie zur Ermittlung der Ausbreitungsdistanzen verwendet. Für die Verbindungen zwischen den Schutzgebieten wurden die kürzesten Distanzen von der Grenzlinie eines Vorkommens zu den Grenzlinien aller anderen Vorkommen zugrunde gelegt. Die Berechnung der Konnektivitätsdistanz für jeden der vier Zeitschritte wurde auf eine 30-jährige Zeitspanne festgelegt, um verfälschte Konnektivitätswerte durch den Zusammenhang zwischen Zeit, Konnektivitätsdistanz und Gesamtkonnektivitätswert zu vermeiden (je länger die Zeitspanne, desto größer die Konnektivitätsdistanz und desto höher ist die Gesamtkonnektivität). Die Verbindungen zwischen Lebensraumtypvorkommen mit einer Länge kleiner oder gleich der jeweiligen maximalen Konnektivitätsdistanz wurden mit Hilfe des frei verfügbaren ArcGIS-Werkzeugs ‚Conefor Inputs‘ Version 1.0.146 (JENNESS 2011) in die Steuerdateien für Conefor Sensinode übernommen.

Für jeden der beiden Lebensraumtypen wurden die drei Konnektivitätswerte Gesamt-, Intra- und Interkonnektivität für den aktuellen Zustand und für die drei definierten Zukunftsperioden unter der Vorgabe einer nicht realisierten Ausbrei-

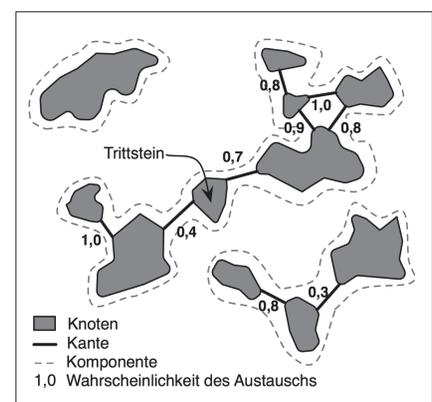


Abb. 1: Veranschaulichung der Grundbegriffe von Landschaftsgraphen. Schutzgebiete werden als Knoten dargestellt, welche durch Kanten von Schutzgebietsrand zu Schutzgebietsrand verbunden werden. Komponenten sind eine Gruppe von Knoten, welche durch Kanten miteinander verbunden sind. Wahrscheinlichkeitsbasierte Indices weisen jeder Kante eine Wahrscheinlichkeit für den Austausch zu. Ein Wert von ‚0‘ steht für keinen Austausch und ein Wert von ‚1‘ für einen unlimitierten Austausch zwischen zwei Schutzgebieten.

tungsfähigkeit (also für den schlimmsten Extremfall) innerhalb der jeweiligen 30-jährigen Zeitspannen berechnet. Des Weiteren wurden, unter Berücksichtigung von „Kosten“, also von räumlichen Filtern, die drei Konnektivitätswerte für ein Ausbreitungsszenario je Zeitschritt und Lebensraumtyp berechnet.

In allen Fällen wurden nur jene Flächen als Modellierungsgrundlage berücksichtigt, die bereits heute unter Schutz stehen, d.h. die „Flächen von gemeinschaftlichem Interesse“ (engl. „Sites of Community Interest“, SCI), basierend auf der FFH-Richtlinie und als Teil des Natura-2000-Netzwerkes.

3 Diskussion

Die Forschung bezüglich der Abschätzung des Klimawandels und seiner ökologischen Konsequenzen ist sozusagen ein lebendiges Gebilde. Von der Definition globaler Emissionsszenarien durch den IPCC (in naher Zukunft ist die Veröffentlichung neuer Szenarien zu erwarten) über die komplexen Algorithmen der diese Szenarien in Klimaprojektionen umsetzenden Globalen Zirkulationsmodelle bis hin zu der Skalierung dieser globalen Projektionen auf regionale Gegebenheiten in Europa und schließlich auch zur Entwicklung von Modellierungsansätzen für Arten und Lebensräume ist derzeit alles „im Fluss“. Der aktuelle Wissenszuwachs ist immens. Und dennoch bleibt eine hohe Ungewissheit bezüglich der tatsächlich zu erwartenden Entwicklungen, welche die Methodenentwicklung weiter vorantreibt (ARAÚJO et al. 2005).

Gerade bei langlebigen Arten und Ökosystemen, wie sie bei vielen natürlichen Lebensräumen und bei den schützenswerten FFH-Lebensraumtypen vorherrschen, ist nicht zu erwarten, dass eine direkte und vollständige Anpassung an veränderte Klimabedingungen in sehr kurzer Zeit erfolgen kann. Wartet man bei derartigen Lebensräumen bzw. Lebensraumtypen einfach ab, ob eine Anpassung durch natürliche Abläufe gelingt oder nicht, dann erscheinen die Erfolgsaussichten gering.

Das Problem ist, das gezielte Handeln und die Umsetzung von Naturschutzmaßnahmen zur Vernetzung bzw. zur Überwindung von Fragmentierung angesichts der vielfältigen Ungewissheiten eher unterbleibt als gefördert wird. Wir wollen durch die Entwicklung einer anspruchsvollen und verschiedene Aspekte der räumlichen Organisation und Dynamik von Lebensraumtypen berücksichtigende Methode einen Beitrag dazu leisten, frühzeitig und gezielt Maßnahmen zum Er-

halt, zur Förderung und zur Entwicklung von Lebensraumtypen an neuen Standorten zu ergreifen. Dazu wird es hilfreich sein, räumliche Priorisierungen vorzunehmen und sozusagen Gebiete zu identifizieren, in welchen die Erfolgsaussichten der beabsichtigten Maßnahmen hoch sind. Die Berücksichtigung der Konnektivität bzw. der Fragmentierung von Lebensräumen ist hierzu unabdingbar (VAN TEEFFELN et al. 2006).

Die Komplexität der hier vorgestellten integrativen Kombination von Umwelthüllenmodellen und der Graphentheorie geht mit gewissen Einschränkungen einher. Eine Unsicherheit ist die Abgrenzung von Lebensraumtypen. Sie bildet die Realität nur bedingt ab, in welcher, insbesondere an den Rändern einer Verbreitung, ein gradueller Übergang zu anderen Lebensgemeinschaften und Lebensräumen erfolgt. Solche graduellen Übergänge sind zum Beispiel bei den hier betrachteten trockenen europäischen Heiden (LRT 4030) zu anderen Gebüschformationen zu beachten.

Dazu kommen eventuell verfälschte Ergebnisse der Umwelthüllenmodelle aufgrund individueller Interpretation der Lebensraumtypen durch die einzelnen an der Berichtspflicht beteiligten Nationen. Weitere Probleme hinsichtlich der Daten sind unterschiedliche räumliche Auflösung und auch der Umstand, dass die übermittelten Datenmengen deutlich zwischen den Mitgliedstaaten variieren.

Die in dieser Studie verwendeten Umweltdaten gehören auf europäischer Ebene zu den höchstauflösten Datensätzen, die verfügbar sind (die Körnung ist 30 Bogensekunden; ungefähr 1 km). Die aufgrund der benötigten Rechenzeit reduzierte räumliche Auflösung von 2,5 x 2,5 km für die Modelle stellt einerseits bereits einen sehr hohen Wert dar, andererseits sind zum Beispiel die Schutzgebiete in Deutschland so feingliedrig, dass sie vielfach kleiner sind als 6,25 km² pro Rasterzelle.

Eine grundlegende Herausforderung an die Umwelthüllenmodellierung ist das nicht-analoge Klima (bisher noch nicht eingetretene Klimaverhältnisse im Betrachtungsraum, siehe FITZPATRICK & HARGROVE 2009). Als Grundlage für die Ensemble-Modellierung von Deutschland wurde daher der gesamte Umweltraum der EU25-Staaten herangezogen, um dem Problem des nicht-analogen Klimas grundsätzlich Rechnung zu tragen. Eine weitergehende MESS-Analyse („Multivariate Environmental Similarity Surface“) kann dabei helfen, Regionen mit nicht-analo-

gem Klima räumlich explizit zu identifizieren (ELRTH et al. 2010).

Neben der Voraussetzung von analogem Klima ist die Auswahl des CO₂-Emissionsszenarios für die Resultate von Modellprojektionen entscheidend. Zurzeit erscheint das IPCC-Emissionsszenario A2 als realistisch und wurde hier verwendet. Es ist mit einem deutlichen Temperaturanstieg zusammen mit einer erhöhten Variabilität des Niederschlagsregimes verbunden.

Der Vorteil von Ensembles aus Umwelthüllenmodellen liegt in gut angepassten Projektionen von Trends in der Verbreitung von Lebensraumtypen bzw. Arten unter sich verändernden Umweltbedingungen (ARAÚJO & PEARSON 2005). Geht es jedoch um die Abschätzung der Stärke der Veränderungen, sind sie weniger effektiv (ARAÚJO & PEARSON 2005). Eine Über- oder Unterschätzung des zukünftigen Umweltraumes kann aus der grundlegenden Annahme von Umwelthüllenmodellen resultieren, dass die aktuelle Verbreitung von Arten oder Lebensraumtypen als Ausgangsbasis für die Modellierung die komplette realisierte Nische reflektiert. Eine weitere potenzielle Unsicherheit ist die Bestimmung des Schwellenwertes, ab wann ein Lebensraumtyp als etabliert an einem Standort gilt bzw. bis wann er persistiert.

Die verwendeten omnidirektionalen, kostenbasierten Ausbreitungsmodelle können mit konventioneller Computerleistungsfähigkeit optimal genutzt werden. Die Qualität der erzielten Resultate wird verständlicherweise stark durch die Güte der Daten über Faktoren, welche die Ausbreitung eines bestimmten Lebensraumtyps verändern, beeinflusst. Da solche Informationen nur bedingt verfügbar sind, stellt die verwendete Kombination von Landbedeckungs- und Höhendaten als Einflussfaktoren auf die Ausbreitung einen realisierbaren Ansatz dar. Aufgrund des Fehlens konkreter Hinweise zur Ausbreitungsfähigkeit von Lebensraumtypen wurden den beiden hier untersuchten Fällen die gleichen Werte zugewiesen, obwohl es wahrscheinlicher ist, dass die Werte von Lebensraumtyp zu Lebensraumtyp variieren.

Der Aufwand (Kosten) wird hier nur für die Ausbreitung und nicht für die Konnektivität von Lebensräumen berücksichtigt. Im besten Fall sollten alle Verbindungen zwischen den einzelnen Vorkommen des Lebensraumtyps als „Kosten“-Distanzen und nicht als einfache kürzeste Distanzen berechnet werden. Lösungen wie PATHMATRIX (RAY 2005) oder der Arc-

Fazit für die Praxis

- Bisherige Modellierungsansätze zur Entwicklung von Schutzgebieten basieren meist auf Projektionen zu einzelnen Arten.
- Für den Naturschutz ganz wesentlich sind darüber hinaus Projektionen zur Entwicklung von Lebensräumen.
- Solche Projektionen dürfen sich nicht nur an klimatischen Rahmenbedingungen orientieren, sie müssen vielmehr den räumlichen Zusammenhang und Kontext von Lebensräumen beachten.
- Die Geschwindigkeit des Klimawandels erzeugt die Notwendigkeit, frühzeitig Maßnahmen und Strategien zum Erhalt und zur positiven Entwicklung von Lebensräumen einzuleiten.
- Die Konzeption von Naturschutzstrategien auf der Basis von Erfahrungswissen bezüglich früherer Verhältnisse ist aufgrund der Neuartigkeit von Rahmenbedingungen und auch wegen der Ungewissheit tatsächlich realisierter Emissionen und der damit zusammenhängenden Spannweite möglicher globaler Klimaentwicklungen nicht sinnvoll.
- Modellierungen künftig möglicher Zustände von Schutzgebietsnetzwerken werden dringend benötigt. Sie müssen aber realitätsorientierter werden, als dies in der Vergangenheit der Fall war.
- Modellierungen zur Entwicklung von Lebensräumen, welche die landschaftliche Komplexität berücksichtigen, können einen wichtigen Beitrag für die Entwicklung weg von einer defensiven hin zu einer proaktiven Naturschutzpolitik leisten.

GIS-Ansatz von ETHERINGTON (2011) ermöglichen solche Berechnungen aufgrund des Rechenaufwandes jedoch nur für kleine Oberflächen. Andererseits sind Wanderkorridore, wie sie die Software Circuitscape (Beschreibung der Theorie in McRAE et al. 2008) implementiert, realistisch, benötigen aber wiederum eine eigene Methodik, um in graphenbasierten Ansätzen verwendet werden zu können, wo Kanten – unabhängig von ihrer Stärke – entweder bestehen oder nicht.

Konnektivitätsmaße wie der PC-Index hängen stark von der Konnektivitätsdistanz ab, womit der realistischen Abschätzung der überbrückbaren Distanz zwischen zwei Lebensraumtypvorkommen eine besondere Bedeutung hinsichtlich der Aussagekraft der Ergebnisse zukommt (SAURA & PASCUAL-HORTAL 2007). Die große Herausforderung ist es, ökologisch relevante Daten zu finden. Für einige Le-

bensraumtypen können Konnektivitätsdistanzen aus den Ausbreitungsdistanzen abgeleitet werden. Allerdings sind Abschätzungen für das Arteninventar der Lebensraumtypen aufgrund der nur fragmentarisch vorhandenen Informationen und potenziellen Interaktionen zwischen den konstituierenden Arten nur sehr begrenzt möglich. In diesem Zusammenhang stellt sich die Frage nach der Eignung der verwendeten negativen Exponentialfunktion für die Zuweisung von Wahrscheinlichkeiten. Sie wurde verwendet, um die komplexe und unbekanntere Reaktion der Lebensraumtypen mit der Abnahme der Distanz zwischen zwei Vorkommen so realistisch wie möglich zu charakterisieren. Exponentialfunktionen ermöglichen für viele natürliche Prozesse eine gute Beschreibung des Verhaltens und mangels verfügbarer Daten stellen sie eine gute Annäherung dar.

Insgesamt erfordert der von uns verfolgte Ansatz zwar gewisse Vorkenntnisse, ist aber aufgrund der Verwendung freier Software allgemein zugänglich und nicht mit hohen Lizenzausgaben verbunden. Ähnliches gilt für die verwendeten Geoinformationen. Perspektivisch erscheint daher der verstärkte Einsatz derartiger Modellierungsansätze angesichts einer sich verändernden Welt auch in der Praxis bei Abwägungsentscheidungen, also bei Behörden, Naturschutzverbänden und Planungsbüros, keineswegs unrealistisch.

In einer folgenden Studie werden wir – ebenfalls in Naturschutz und Landschaftsplanung – die konkreten Ergebnisse der Fallstudie vorstellen und die sich daraus ergebenden Implikationen für die naturschutzfachliche Praxis ableiten.

Dank

Wir danken dem Bundesamt für Naturschutz für die Förderung im Rahmen des Vorhabens „Auswirkungen des Klimawandels auf Fauna, Flora und Lebensräume sowie Anpassungsstrategien des Naturschutzes“, FKZ 3508 85 0600.

Literatur

ARAÚJO, M.B., ALAGADOR, D., CABEZA, M., NOGUÉS-BRAVO, D., THUILLER, W. (2011): Climate change threatens European conservation areas. *Ecology Letters* 14 (5), 484-492.
 -, NEW, M. (2007): Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in Ecology & Evolution* 22 (1), 42-47.
 -, PEARSON, R. G. (2005): Equilibrium of species' distributions with climate. *Ecography* 28 (5), 693-695.
 -, WHITTAKER, R.J., LADLE, R.J., ERHARD, M. (2005): Reducing uncertainty in projections of extinction risk from climate change. *Global Ecology and Biogeography* 14 (6), 529-538.

BfN (2011): FloraWeb. www.floraweb.de/.
 BITTNER, T., JAESCHKE, A., REINEKING, B., BEIERKUHNLIN, C. (2011): Comparing modelling approaches at two levels of biological organisation – Climate change impacts on selected Natura 2000 habitats. *Journal of Vegetation Science* 22 (4), 699-710.
 CABEZA, M. (2003): Habitat loss and connectivity of reserve networks in probability approaches to reserve design. *Ecology Letters* 6 (7), 665-672.
 CHIARUCCI, A., ARAÚJO, M.B., DECOCO, G., BEIERKUHNLIN, C., FERNANDEZ-PALACIOS, J.M. (2010): The concept of potential natural vegetation: an epitaph? *Journal of Vegetation Science* 21, 1172-1178.
 CIAT (2010): SRES A2 – Emission scenario. International Centre for Tropical Agriculture. www.ccafs-climate.org/download_a2.html.
 EIONET (2009): Central Data Repository (CDR). <http://cdr.eionet.europa.eu/>.
 ELITH, J., KEARNEY, M., PHILLIPS, S. (2010): The art of modelling range-shifting species. *Methods in Ecology and Evolution* 1 (4), 330-342.
 ETHERINGTON, T. R. (2011): Python based GIS tools for landscape genetics: visualising genetic relatedness and measuring landscape connectivity. *Methods in Ecology and Evolution* 2 (1), 52-55.
 Europäische Kommission (2007): Interpretation Manual of European Union Habitats: EUR 27. Brüssel.
 Europäische Union (1992): Richtlinie 92/43/EWG.
 European Environment Agency (2010): Corine Land Cover 2006 raster data – version 13. <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/corine-land-cover-2006-raster/>.
 European Topic Centre on Biological Diversity ETC BD (2008): Article 17 Technical Report (2001-2006): Annex J – Some specific analysis on conservation status.
 FITZPATRICK, M.C., HARGROVE, W.W. (2009): The projection of species distribution models and the problem of non-analog climate. *Biodiversity and Conservation* 18 (8), 2255-2261.
 FOLTÊTE, J.C., BERTHIER, K., COSSON, J.F. (2008): Cost distance defined by a topological function of landscape. *Ecological Modelling* 210 (1-2), 104-114.
 HJLMANS, R.J., CAMERON, S.E., PARRA, J.L., JONES, P.G., JARVIS, A. (2005): Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25 (15), 1965-1978.
 HOLE, D.G., WILLIS, S.G., PAIN, D.J., FISHPOOL, L.D., BUTCHART, S.H.M., COLLINGHAM, Y.C., RAHBEK, C., HUNTLEY, B. (2009): Projected impacts of climate change on a continent-wide protected area network. *Ecology Letters* 12 (5), 420-431.
 JAESCHKE, A., BITTNER, T., REINEKING, B., BEIERKUHNLIN, C. (2012): Can they keep up with climate change? Integrating specific dispersal abilities of protected Odonata in species distribution modelling. *Insect Conservation and Diversity*. DOI:10.1111/j.1752-4598.2012.00194.x
 JENNESS, J. (2011): Conefor Inputs for ArcGIS 10. www.jennessent.com/downloads/Conefor_Inputs_10.zip.
 KREYLING, J., JENTSCH, A., BEIERKUHNLIN, C. (2011): Stochastic trajectories of succession initiated by extreme climatic events. *Ecology Letters* 14 (8), 758-764.
 LENOIR, J., GEGOUT, J.C., MARQUET, P.A., DE RUFFRAY, P., BRISSE, H. (2008): A significant up-

- ward shift in plant species optimum elevation during the 20th century. *Science* 320 (5884), 1768-1771.
- LOBO, J.M., JIMÉNEZ-VALVERDE, A., REAL, R. (2008): AUC: a misleading measure of the performance of predictive distribution models. *Global Ecology and Biogeography* 17 (2), 145-151.
- McRAE, B.H., DICKSON, B.G., KEITT, T.H., SHAH, V.B. (2008): Using circuit theory to model connectivity in ecology, evolution, and conservation. *Ecology* 89 (10), 2712-2724.
- MÜCHER, C.A., HENNEKENS, S.M., BUNCE, R.G.H., SCHAMINEE, J.H.J., SCHAEPMAN, M.E. (2009): Modelling the spatial distribution of Natura 2000 habitats across Europe. *Landscape and Urban Planning* 92 (2), 148-159.
- OPDAM, P., WASCHER, D. (2004): Climate change meets habitat fragmentation: linking landscape and biogeographical scale levels in research and conservation. *Biological Conservation* 117 (3), 285-297.
- PEARSON, R.G., DAWSON, T.P., BERRY, P.M., HARRISON, P.A. (2002): SPECIES: A spatial evaluation of climate impact on the envelope of species. *Ecological Modelling* 154 (3), 289-300.
- R Development Core Team (2010): R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. www.R-project.org/.
- RAY, N. (2005): PATHMATRIX: a geographical information system tool to compute effective distances among samples. *Molecular Ecology Notes* 5 (1), 177-180.
- ROTHMALER, W., JÄGER, E.J., WERNER, K. (2005): Exkursionsflora von Deutschland. Elsevier, Spektrum Akad. Verl., München, Heidelberg.
- REUTER, H.I., LASDO, L.R., HENGL, T., MONTANARELLA, L. (2008): Continental-scale digital Soil Mapping using European Soil Profile Data: Soil pH. *Hamburger Beiträge zur Physischen Geographie und Landschaftsökologie* 19, 91-102.
- SAURA, S., RUBIO, L. (2010): A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape. *Ecography* 33 (3), 523-537.
- SAURA, S., TORNE, J. (2009): Conefor Sensinode 2.2: A software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. *Environmental Modelling & Software* 24 (1), 135-139.
- SAURA, S., PASCUAL-HORTAL, L. (2007): A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: comparison with existing indices and application to a case study. *Landscape and Urban Planning* 83 (2-3), 91-103.
- SPANGENBERG, J.H. (2007): Integrated scenarios for assessing biodiversity risks. *Sustainable Development* 15 (6), 343-356.
- SWETS, J.A. (1988): Measuring the accuracy of diagnostic systems. *Science* 240 (4857), 1285-1293.
- THUILLER, W., LAFOURCADE, B., ENGLER, R., ARAÚJO, M.B. (2009): BIOMOD – a platform for ensemble forecasting of species distributions. *Ecography* 32 (3), 369-373.
- URBAN, D.L., KEITT, T.H. (2001): Landscape connectivity: a graph-theoretic perspective. *Ecology* 82 (5), 1205-1218.
- VAN TEEFFELN, A.J.A., CABEZA, M., MOILANEN, A. (2006): Connectivity, probabilities and persistence: comparing reserve selection strategies. *Biodiversity and Conservation* 15 (3), 899-919.
- VOS, C.C., BERRY, P.M., OPDAM, P., BAVECO, H., NIJHOF, B., O'HANLEY, J., BELL, C., KUIPERS, H. (2008): Adapting landscapes to climate change: examples of climate-proof ecosystem networks and priority adaptation zones. *Journal of Applied Ecology* 45 (6), 1722-1731.

Anschriften der Verfasser(innen): Holger Dempe, Torsten Bittner, Anja Jaeschke und Prof. Dr. Carl Beierkuhnlein, Universität Bayreuth, Lehrstuhl Biogeografie, Universitätsstraße 30, D-95447 Bayreuth, E-Mail holger.dempe@uni-bayreuth.de, torsten.bittner@uni-bayreuth.de, anja.jaeschke@uni-bayreuth.de bzw. carl.beierkuhnlein@uni-bayreuth.de.

Acker-Amphibien

Tierarten mit Mehrfach-Biotopbindung wie die Amphibien benötigen zu verschiedenen Lebensphasen bzw. Jahreszeiten unterschiedliche Lebensräume, die räumlich in erreichbarer Nähe zueinander liegen. Daher eignen sie sich besonders als Indikatoren, um über den Zustand der biologischen Vielfalt in der Landschaft Auskunft zu geben. Ackernutzung und Amphibien – das klingt in dieser Hinsicht nach Konflikt. Doch es gibt Lösungen, die das Buch „Amphibienschutz in kleingewässerreichen Ackerbaugebieten“ auf der Basis detaillierter Analysen ebenso ausführlich entwickelt.

Der Band fasst die Resultate eines interdisziplinären Forschungsprojekts des Leibniz-Zentrums für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) in Münchenberg zusammen. Untersuchter Beispielraum ist ein 2000 ha großes Gebiet im Raum Münchenberg/Eggersdorf östlich Berlins mit 150 Kleingewässern und zehn nachgewiesenen Amphibienarten. Analysiert wurden u.a. Wirkungen von Wasserführung und Wassergüte in Kleingewässern auf Amphibien, die Raumnutzung der Lurche, das zeitliche Zusammentreffen von Amphibien mit Maßnahmen der Ackerbewirtschaftung im Landhabitat, mechanische Schädigungen der Tiere durch Landmaschinen im Ackerbau. Literaturstudien befassten sich mit Wirkungen von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln auf Amphibien.



Besonders erfreulich ist, dass das Projekt nicht, wie so häufig in der Forschung, im Analysieren und vielleicht Bewerten stecken bleibt. Rund ein Drittel des Buchumfangs widmet sich, aufbauend auf einer Konfliktsynopse, einem detaillierten und praxisnahen Lösungskonzept: mit Aussagen zu Schutz, Management und Neuanlage von Kleingewässern; Maßnahmen zum Wasser- und Stoffrückhalt in Ackerbaugebieten; Maßnahmen zur amphibi-

enschonenden Ackernutzung wie Modifikationen der Feldbewirtschaftung mit dem Ziel, Tierschädigungen auf Ackerflächen zu verringern, wie erosionsmindernde Ackerbewirtschaftung im Einzugsgebiet von Vermehrungsgewässern sowie zur Ausbringung von Düngemitteln. Es erfolgt auch eine einzelbetriebliche ökonomische Analyse der Effekte des Amphibienschutzes auf Ackerflächen. Die Vorschläge münden in ein integriertes Konzept und werden um einen Ausblick auch auf künftigen Forschungsbedarf ergänzt.

Ein Musterbeispiel praxisorientierter Forschung mit hohem Anwendungsbezug – somit ist das Buch nicht allein für den Amphibienschutz interessant und auf andere Räume übertragbar, natürlich auch für die Umsetzung der FFH-Richtlinie in Bezug auf Arten der Anhänge II und IV. Landschafts- und Umweltplaner finden ebenso wichtige Hinweise für ihre Arbeit wie die Programmierer für künftige Agrarumweltmaßnahmen. In dieser Art sollten weitere Projekte zum Schutz der Biodiversität wie der abiotischen Umweltmedien folgen!

Eckhard Jedicke
Amphibienschutz in kleingewässerreichen Ackerbaugebieten – Grundlagen, Konflikte, Lösungen. Herausgegeben von Gert Berger, Holger Pfeffer und Thomas Kalettka. 383 Seiten mit zahlreichen farbigen Abbildungen und Tabellen. Gebunden. 35,-€. Verlag Natur und Text in Brandenburg, Rangsdorf 2011. ISBN 978-3942062022.