

Mag. Christoph Plutzer

Biodiversität und Gesellschaft: Mensch-Natur-Interaktionen auf unterschiedlichen maßstäblichen Ebenen

DISSERTATION

zur Erlangung des akademischen Grades

Doktor der Philosophie

Alpen-Adria-Universität Klagenfurt

Fakultät für Interdisziplinäre Forschung und Fortbildung

1. Begutachter: Univ. Prof. Dr. Helmut Haberl

Institut: Inst. für Soziale Ökologie, Alpen-Adria-Universität Klagenfurt

2. Begutachter: Doz. Dr. Stefan Dullinger

Institut: Dep. of Conservation Biology, Vegetation Ecology & Landscape Ecology, Universität Wien

Wien, April 2010

Ehrenwörtliche Erklärung

für Masterarbeiten, Diplomarbeiten und Dissertationen

Ich erkläre ehrenwörtlich, dass ich die vorliegende wissenschaftliche Arbeit selbstständig angefertigt und die mit ihr unmittelbar verbundenen Tätigkeiten selbst erbracht habe. Ich erkläre weiters, dass ich keine anderen als die angegebenen Hilfsmittel benutzt habe.

Alle aus gedruckten, ungedruckten oder dem Internet im Wortlaut oder im wesentlichen Inhalt übernommenen Formulierungen und Konzepte sind gemäß den Regeln für wissenschaftliche Arbeiten zitiert und durch Fußnoten bzw. durch andere genaue Quellenangaben gekennzeichnet.

Die während des Arbeitsvorganges gewährte Unterstützung einschließlich signifikanter Betreuungshinweise ist vollständig angegeben.

Die wissenschaftliche Arbeit ist noch keiner anderen Prüfungsbehörde vorgelegt worden.

Diese Arbeit wurde in gedruckter und elektronischer Form abgegeben. Ich bestätige, dass der Inhalt der digitalen Version vollständig mit dem der gedruckten Version übereinstimmt.

Ich bin mir bewusst, dass eine falsche Erklärung rechtliche Folgen haben wird.

(Unterschrift)

(Ort, Datum)

Für meine Eltern.

Kurzfassung

Biodiversität – die biologische Vielfalt – ist ein heutzutage viel beachteter Aspekt der Ökosysteme der Erde. So wurde beispielsweise 2010 zum Internationalen Jahr der Biodiversität erklärt. Biodiversität versorgt menschliche Gesellschaften mit essentiellen Gütern und Leistungen. Allerdings fehlt noch immer ein tieferes Verständnis für die Ursachen von Biodiversität und damit auch die Grundlage zur Klärung der Frage, wie gesellschaftliche Prozesse zum beobachteten Verlust von Diversität beitragen.

Diese Arbeit geht der Frage nach, ob sich anthropogene Aktivitäten und Biodiversität auf einer quantitativen Basis miteinander vergleichen lassen. Dafür müssen allerdings für beide Untersuchungsgegenstände messbare und vergleichbare Daten vorliegen.

Der erste Teil der Arbeit beschäftigt sich mit der Problematik, dass für Biodiversität, vor allem für größere Untersuchungsräume, keine geeigneten Datengrundlagen vorliegen. Um hier Abhilfe zu schaffen, werden Methoden vorgeschlagen und diskutiert, die in der Lage sind, flächendeckende Abschätzungen von Biodiversität zu generieren.

Der zweite Teil stellt einen anthropogenen Pressure-Indikator für Biodiversität, die menschliche Aneignung der Nettoprimärproduktion (HANPP), vor. Dieser Indikator misst, wieviel Energie einem Ökosystem durch Landbedeckungsänderung und Landnutzung entzogen wird und in weiterer Folge für die Nahrungskette nicht mehr zur Verfügung steht.

Abschließend wird in empirischen Untersuchungen gezeigt, dass es eine negative Korrelation zwischen HANPP und Artenzahl gibt.

Als vorteilhaft erweist sich, dass HANPP in sozio-ökonomische Konzepte integriert werden kann und sich somit einer Untersuchung von gesellschaftlicher Seite erschließt. Darüberhinaus lässt sich HANPP in ein theoretisches Konzept zur Erklärung von Artenvielfalt, der Arten-Energie Hypothese, einbetten. Dadurch stellt HANPP einen direkten Anknüpfungspunkt von Gesellschaft auf Biodiversität dar.

Die Ergebnisse dieser Arbeit sollen zu einem besseren Verständnis der vielfältigen Wechselwirkungen zwischen Gesellschaft und Biodiversität beitragen und in weitere Folge zur Entwicklung geeigneter Werkzeuge zur Erhaltung der natürlichen Ressourcen der Erde beitragen.

Keywords:

Biodiversität, species richness, menschliche Aneignung von Nettoprimärproduktion, HANPP, Pressure-Indikator, Arten-Energie Hypothese

Abstract

Biodiversity is an important aspect of Earth's ecosystems, providing essential goods and services for human society. Yet the relationships between society and biodiversity are not completely understood. There is a common agreement that anthropogenic activities are a major driver of the recent loss of biodiversity.

A quantitative comparison of socioeconomic drivers and biodiversity loss would be valuable to improve our understanding of these processes. To achieve this goal, a quantitative data basis has to be provided.

First the lack of appropriate spatial explicit biodiversity data, especially for large areas, is discussed. As a consequence methods, are proposed to overcome this problem and to generate useful diversity data, in this case estimations of species richness, across large areas with sufficient spatial resolution.

In a next, step a pressure-indicator, the human appropriation of net primary production (HANPP) is introduced. This indicator is a measure of energy loss in terrestrial ecosystems caused by anthropogenic land conversion and land use.

Finally empirical studies show a negative correlation between the reduction of available energy and species richness.

One of the advantages of HANPP as a pressure-indicator is its possible incorporation into socio-economic concepts which allows to analyze its patterns and determinants from a society point of view. Moreover it can be integrated into a theoretical concept of species diversity, the species-energy hypothesis. Thus HANPP presents itself as a link between society and biodiversity.

I hope that the results of this work add to a better understanding of the manifold interdependencies between society and biodiversity and help, in the long run, to develop adequate tools for the maintenance of the natural resources of the Earth.

Keywords:

biodiversity, species richness, human appropriation of net primary production, HANPP, pressure indicator, species-energy hypothesis

Vorwort

*There is no theory of evolution.
Just a list of species Chuck Norris allows to live.*

Wenn ich als kleiner Bub gefragt wurde, was ich denn werde wolle wenn ich groß sei, antwortete ich ohne zu zögern „Biologe!“. Aufgeregt verfolgte ich Fernsehsendungen wie „Paradiese der Tiere“ oder Otto König's „Rendevous mit Tier und Mensch“ und in meiner kindlichen Phantasie sah ich mich als Forscher in den Savannen und Regenwäldern Afrikas. Was genau ich dort tun würde war mir nicht klar, aber ich würde ein Khakihemd tragen und meine Tage mit dem Studium von Tieren verbringen. Meine Begeisterung wurde von meinem Großvater unterstützt, der meine naturwissenschaftlichen Ambitionen etwa durch die Beschaffung eines Aquariums oder mineralogische Exkursionen förderte; meine Großmutter bereitete mir mit dem Kauf des Fauna-Heftes eine wöchentliche Freude, dieses Werk über die Tierwelt der Erde habe ich regelrecht verschlungen.

Unter diesen vielversprechenden Voraussetzungen begann ich mein Studium der Biologie, um bald festzustellen, dass ich mich anscheinend in meiner Berufswahl getäuscht hatte. Überfüllte Hörsäle, Ellbogenmentalität und eine seltsame Verschulung nahmen mir bald die Lust und die Motivation. Orientierungslos studierte ich zwar halbherzig weiter, in mir reifte allerdings der Entschluss etwas vollkommen anderes zu tun. Ein Telefonat mit der Mutter meines besten Freundes brachte dann die innere Wende und ich beschloss nach Jahren der Ratlosigkeit mein Studium doch noch zu beenden. Dieses Vorhaben konnte ich dann auch mit der Unterstützung vieler Menschen durchführen.

Danach folgten Jahre am Institut für Vegetationsökologie und Naturschutzforschung der Universität Wien und schließlich mit VINCA die gemeinsame Gründung eines eigenen Institutes. Durch kooperative Forschungsprojekte lernte ich das Institut für Soziale Ökologie der Universität Klagenfurt kennen und schätzen. Die Verknüpfung von ökologischen und sozialwissenschaftlichen Fragestellungen faszinierte mich von Anfang an, da mir bald bewusst wurde, dass diese Verschränkung eine Voraussetzung für eine nachhaltige und lösungsorientierte Bearbeitung von ökologischen und im speziellen naturschutzrelevanten Problembereichen darstellt. Umso erfreuter war ich, als sich schließlich die Gelegenheit bot, an diesem Institut zu arbeiten.

Hier hatte ich auch endlich die Möglichkeit meine Dissertation, die ich vor vielen Jahren begonnen hatte und die aufgrund verschiedenster Umstände nie einen Abschluss gefunden hatte, fertigzustellen.

Heute besteht meine Arbeit hauptsächlich aus dem, was man „Datenarbeit“ nennt, und ich verbringe den Großteil des Tages vor dem Computer. Die Bubenträume und die Serengeti sind weit weg und ich habe den Geparden, das Lieblingstier meiner Kindheit, mit der Computermaus getauscht. Dennoch bin ich dankbar, dass ich in einem Bereich tätig bin, der mir immer schon am Herzen gelegen hat, nämlich die Erforschung, und in weiterer Folge die Erhaltung, der natürlichen Ressourcen der Erde insbesondere der

Tier- und Pflanzenwelt. Und ich weiß, dass es nicht selbstverständlich ist, im Feld seiner Ausbildung wirken zu können, und dass sich dieser Wunsch für viele Studienabsolventen nicht erfüllt.

Aus dem hier Gesagten wird ersichtlich, dass es im Laufe dieser Jahre viele Menschen gegeben hat, die mich in verschiedenartigster Weise unterstützt und damit einen essentiellen Beitrag zum Gelingen dieses Werkes geleistet haben.

Allen voran möchte ich mich natürlich bei meiner Familie bedanken, die immer für mich da war und mir auch in Zeiten größten Tumults einen sicheren Hafen geboten hat. Wichtig für mich war, dass mir die Gelegenheit geboten wurde, meinen eigenen Weg zu finden und gleichzeitig jederzeit auf Unterstützung vertrauen zu können.

Entscheidend ermöglicht wurde diese Arbeit durch meinen Betreuer ao.Univ.-Prof. Mag. Dr. Helmut Haberl, der mir durch seine gelungene Mischung aus Hartnäckigkeit, Ausdauer und Zuversicht die notwendige Kraft und Motivation gegeben hat und für Fragen und Rückmeldungen immer Zeit gefunden hat. Vielen, vielen Dank!

Von meinen KollegInnen am Institut für Soziale Ökologie möchte ich Mag. Dr. Veronika Gaube, ao.Univ.-Prof. Dr. Karlheinz Erb und Univ.-Prof. Mag. Dr. Fridolin Krausmann hervorheben und mich für Ansporn, Rückhalt und Ratschläge herzlich bedanken. Mein besonderer Dank gilt auch Univ.-Prof. Dr. Marina Fischer-Kowalski, die mir die Betätigung in diesem interessanten und stimulierenden Umfeld ermöglicht hat.

Meinen KollegInnen bei VINCA gebührt ein spezielles Dankeschön für gemeinsame Jahre durch Dick und Dünn: Doz. Dr. Stefan Dullinger, Andreas Gattringer, Dr. Karl Hülber, Mag. Ingrid Kleinbauer, Dr. Dietmar Moser, Dr. Norbert Sauberer und Dr. Wolfgang Willner. Hier habe ich nicht nur fachlichen Austausch sondern auch privaten Beistand erhalten.

Auf beruflicher Seite habe ich von verschiedenen Leuten Unterstützung erhalten, aber folgenden Personen möchte ich hier meinen Dank aussprechen: Dr. Antonia Cabela, die mir Mentorin war und der ich sehr viel zu verdanken habe. O.Univ.-Prof. Dr. Mag. Georg Grabherr, der mich als Zoologen in sein vegetationsökologisches Reich aufgenommen hat und Ass. Prof. Mag. Dr. Karl Reiter, der meine Liebe zu Geographischen Informationssystemen entfacht und damit mein Leben nachhaltig verändert hat.

Abseits des Berufes gibt es auch viele Menschen – Freunde und Bekannte – die immer wieder in unterschiedlichsten Situationen für mich da waren und denen ich für ihre Hilfe sehr dankbar bin. Hier alle zu erwähnen würde zu weit führen. Nennen möchte ich Dr. Robert Wallisch, Intimus und Spezi seit Volksschultagen, Mag. Marion Scheiner, die mir seit der Schule eine wertvolle und zuverlässige Freundin ist, und Michael Drucker, ebenfalls ein konstanter Vertrauter aus Schulzeiten. Dr. Friederike Strelb bin ich in tiefer Dankbarkeit verbunden. Meinem Freund Rufus Maximus Wolf von Hohenheim danke ich für spirituellen Beistand. In Manfred Christ habe ich einen bemerkenswerten

Gleichgesinnten gefunden. An dieser Stelle seien auch meine ehemaligen Band-Kollegen Michi, Lemmy und Martin genannt: thank you for the noise. Erwähnen möchte ich noch Dr. Clemens Hanika, ein Rückhalt in schweren Zeiten, und Alfred Witzmann, der mir einen Neubeginn ermöglichte.

Inhaltsverzeichnis

Kurzfassung.....	7
Abstract.....	8
Vorwort.....	9
1 Einleitung.....	13
2 Biodiversität.....	13
2.1 Was ist Biodiversität?.....	13
2.2 Gesellschaft und Biodiversität.....	14
2.3 Determinanten von Biodiversität.....	15
2.4 Messung von Biodiversität und damit verbundene Unsicherheiten.....	16
2.5 Verlust von Biodiversität und seine Ursachen.....	17
3 Human appropriation of net primary production (HANPP).....	18
3.1 Was ist HANPP?.....	18
3.2 HANPP als pressure-Indikator für Biodiversitätsverlust.....	19
4 Überblick über die weiteren Kapitel der Dissertation.....	20
4.1 Ein integriertes Modell von Biodiversität-Drivers und Pressures.....	23
4.2 Surrogat-Taxa für Biodiversität in ostösterreichischen Kulturlandschaften.....	24
4.3 Modellierung der potentiellen Verbreitung von Brutvögeln in Österreich mit MapModels.....	25
4.4 Diversitätsmuster der Brutvögel Österreichs.....	26
4.5 Quantifizierung und Visualisierung der globalen HANPP.....	27
4.6 HANPP und Artendiversität in Agrarlandschaften.....	28
4.7 HANPP als Determinante der österreichischen Vogeldiversität.....	29
5 Schlussfolgerungen und Ausblick.....	30
6 Publikation 1: Haberl et al. (2009) Socioeconomic biodiversity drivers, pressures & impacts...31	
7 Publikation 2: Sauberer et al. (2004) Surrogate taxa for biodiversity.....	49
8 Publikation 3: Plutzer et al. (1999) Modellierung der Verbreitung von Brutvögeln.....	61
9 Publikation 4: Plutzer et al. (2008) Diversitätsmuster der Brutvögel Österreichs.....	73
10 Publikation 5: Haberl et al. (2007) Quantifying and mapping the global HANPP.....	95
11 Publikation 6: Haberl et al. (2004) HANPP and diversity in agricultural landscapes.....	103
12 Publikation 7: Haberl et al. (2005) HANPP and bird diversity in Austria.....	111
13 Literatur.....	125
14 Lebenslauf.....	131
14.1 Persönliche Daten.....	131
14.2 Ausbildung.....	131
14.3 Beruflicher Werdegang.....	131
14.4 Publikationen.....	132

1 Einleitung

Biodiversität – die biologische Vielfalt – ist ein kostbares Gut und spielt eine wichtige Rolle für das Leben auf dem Planeten Erde. Die Erhaltung und der Schutz dieser Vielfalt ist zu einem gesellschaftlichen Anliegen geworden, das sich in Initiativen wie der *Convention on Biological Diversity* (CBD) oder dem Internationalen Jahr der Biodiversität 2010 der Vereinten Nationen äußert. Obwohl der seit vielen Jahren beobachtete Schwund an Diversität und Artenvielfalt im Zentrum vieler Forschungsvorhaben steht und bedeutende Fortschritte gemacht wurden, fehlt noch immer ein tieferes Verständnis wie menschliche Gesellschaft und Biodiversität interagieren.

Diese Arbeit beschäftigt sich mit der Frage, wie Biodiversität auf anthropogen bedingte Veränderungen von Ökosystemen reagiert, welche Indikatoren für die Beschreibung und Analyse dieser Veränderungen geeignet sind und ob gesellschaftliche Prozesse hinter diesen Veränderungen identifiziert werden können. Im speziellen wird untersucht, wie Biodiversität in verschiedenen Maßstäben messbar gemacht werden kann und auf quantitativer Basis mit gesellschaftlichen Aktivitäten in Beziehung gesetzt werden kann.

Kapitel 2 definiert und diskutiert Biodiversität, ihre Hintergründe und ihre Verknüpfungen mit menschlicher Gesellschaft. Kapitel 3 stellt die *Human appropriation of Net Primary Production* als potentiell Maß zur Beurteilung der Wirkung anthropogener Einflüsse auf Biodiversität vor. In Kapitel 4 wird anhand von sieben Publikationen die empirische Arbeit zu den vorangegangenen Überlegungen dargestellt.

2 Biodiversität

2.1 Was ist Biodiversität?

Biodiversität ist ein Überbegriff, um die Variabilität von Typen, Formen, räumlichen Arrangements, Prozessen und Interaktionen von biologischen Systemen auf allen Skalen und Ebenen der Organisation – von Genen über Arten zu Ökosystemen – zu beschreiben (Noss 1990), zusammen mit der Evolutionsgeschichte, die zu ihrer Existenz führte (Faith 2002).

Der Begriff „Biodiversität“ umfasst somit die Anzahl und die Häufigkeit vorhandener Organismenarten (Artenvielfalt), die Vielfalt an Genotypen innerhalb einer Art (genetische Vielfalt) und die Anzahl sowie die räumliche Verteilung von Habitaten bzw. Ökosystemen (Habitat-, Landschaftsvielfalt).

In diesem Zusammenhang ist die Unterscheidung in α -, β -, und γ -Diversität (Whittaker 1960) wichtig. Unter α -Diversität versteht man die Vielfalt auf lokalem Niveau, innerhalb eines abgrenzbaren, einheitlichen Habitats. γ -Diversität bezieht sich auf größere räumliche Einheiten wie z.B. Regionen und β -Diversität gibt die Differenz zwischen unterschiedlichen Habitaten innerhalb einer Region wieder. Nach Ricklefs (1990) gilt:

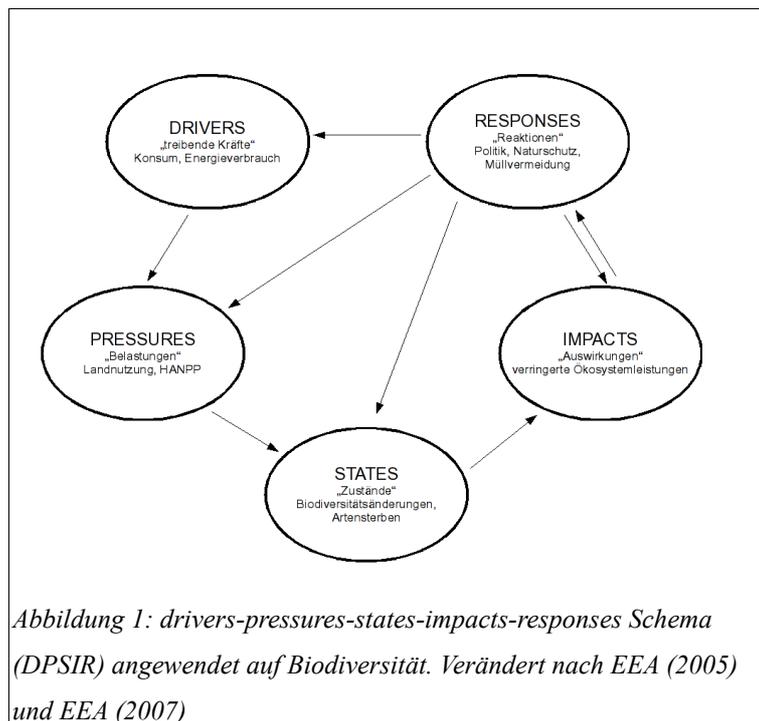
$$\gamma\text{-Diversität} = \alpha\text{-Diversität} \cdot \beta\text{-Diversität}$$

2.2 Gesellschaft und Biodiversität

Die Wechselwirkungen zwischen Gesellschaft und Natur sind mannigfaltig und komplex. Ein kausales Modell zur Beschreibung von Ursache-Wirkung Beziehungen zwischen anthropogenen Einflussgrößen und ökosystemaren Zuständen ist das DPSIR-Schema, das von der Europäischen Umweltagentur verwendet wird, um Zusammenhänge zwischen Umweltbelastungen und Umwelt- oder Naturschutzmaßnahmen zu beschreiben. DPSIR steht für *Driving forces, Pressures, States, Impacts* und *Responses*, was ungefähr mit „treibende Kräfte, Belastungen, Zustände, Auswirkungen und Reaktionen“ übersetzt werden kann.

Abbildung 1 zeigt das Modell angewendet auf das Thema Biodiversität. Gesellschaftliche Prozesse, etwa Lebensmittelversorgung oder Energiebedarf, führen zu Änderungen auf der Fläche durch menschliche Landnutzung. Diese wirken als Belastungen auf den Zustand der Biodiversität. Die veränderten Diversitätsmuster wirken sich negativ auf die von Ökosystemen zur Verfügung gestellten Leistungen für die Gesellschaft aus. Die Gesellschaft reagiert auf diesen Wandel mit unterschiedlichen Maßnahmen, wie z.B. Landwirtschaftspolitik, verändertem Konsumverhalten oder auch mit gezielten Naturschutzprojekten.

Für die oben erwähnten Leistungen von Ökosystemen im allgemeinen bzw. von Biodiversität im speziellen für die Menschheit hat sich der Begriff Ökosystemleistungen (*ecosystem services*, Daily et al. 1997) etabliert. Diese Leistungen sind vielfältig und vielschichtig. Die Palette reicht von der Versorgung mit essentiellen Gütern wie Fischen und Meeresfrüchten, jagdbaren Wild, Viehfutter, Brennholz, Nutzholz und pharmazeutischen Produkten bis hin zu fundamentalen lebenserhaltenden Diensten wie Reinigung von Wasser und Luft,



Entgiftung und Abbau von Abfallstoffen, Regulierung des Klimas, Regeneration der Bodenfruchtbarkeit, sowie Bereitstellung und Erhaltung der Biodiversität, einem Schlüsselbestandteil unser landwirtschaftlichen, pharmazeutischen und industriellen Unternehmen (Daily et al. 1997). Allerdings hat sich in der Praxis gezeigt, dass sich weder die wissenschaftliche Basis noch die politischen und finanziellen Mechanismen etablieren konnten, um natürliches Kapital in ressourcen-

und landnutzungsrelevante Entscheidungen in einem großen Maßstab zu integrieren (Daily et al. 2009). Obwohl die Bedeutung von Biodiversität außer Frage steht (CBD 2003), herrscht ein Mangel an vermittelbaren Konzepten um ihren Wert zu verdeutlichen und nachhaltig gesellschaftlich zu etablieren. Generell kann man zwischen instrumentellen und intrinsischen Werten unterscheiden (Van Dyke 2008). Während es bei instrumentellen Werten immer um eine Form von Nützlichkeit und ihrer Erhaltung geht – z.B. *ecosystem services*, also der Bereitstellung von Diensten für die Gesellschaft – appellieren intrinsische Werte an die ethisch-moralische Überzeugung, dass Biodiversität ein für die Nachwelt zu erhaltendes Gut in sich selbst darstellt und deswegen des Schutzes bedarf (siehe Rolston 1986, Regan 1986). Die Erhaltung von Diversität, als Indikator für den „Gesundheitszustand“ und Funktionalität eines Ökosystems (Magurran 1988), kann also überlebenswichtige Notwendigkeit aber auch als moralische Verpflichtung angesehen werden. Um die Bedeutsamkeit und die tatsächliche wirtschaftliche Wertigkeit von Biodiversität besser verstehen und quantifizieren zu können, haben sich unterschiedlichste Ansätze entwickelt (Van Dyke 2008), z.B. die Forschungsinitiative „*The Economics of Ecosystems and Biodiversity*“ (TEEB 2009).

2.3 Determinanten von Biodiversität

Welche Faktoren Biodiversität bestimmen, ist in den letzten Jahrzehnten kontrovers diskutiert worden (Brown 1991, Gaston 2000).

Prinzipiell kann man historische und funktionelle Erklärungsansätze unterscheiden. Während in historischen Deutungen Einwanderung- und Aussterbeprozesse sowie Artn Neubildungen in evolutionären Zeiträumen im Vordergrund stehen, fallen bei funktionellen Ansätzen aktuelle Zustände von Ökosystemausprägungen ins Gewicht.

Empirische Untersuchungen (siehe z.B. Field et al. 2008 für eine aktuelle Meta-Analyse) haben bislang insbesondere die allgemeine Bedeutung der

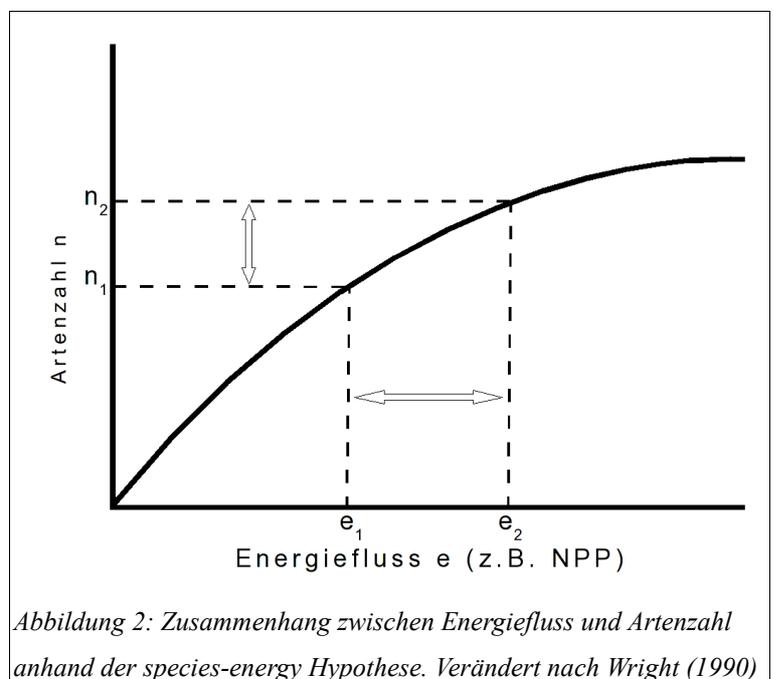


Abbildung 2: Zusammenhang zwischen Energiefluss und Artenzahl anhand der species-energy Hypothese. Verändert nach Wright (1990)

sogenannten Artenzahl-Energie Hypothese (*species-energy theory hypothesis*, Brown 1981, Currie & Paquin 1987, Turner et al. 1988, Wright 1983, Wright 1990) bestätigt. Im wesentlichen besagt diese Hypothese, dass die Anzahl der Arten eines Ökosystems von der zur Verfügung stehenden biologisch

nutzbaren Energie bestimmt wird (Abb. 2). Generell besteht allerdings weitgehend Konsens, dass Biodiversitätsmuster nicht monokausal erklärbar sind und je nach ökologischen und historischen Kontexten sowie räumlichen Maßstäben verschiedene andere Faktoren eine mitbestimmende Rolle spielen. Dabei dominieren auf globalem bis kontinentalem Maßstab vermutlich klimatische Bedingungen (die die Energieverfügbarkeit bestimmen), während auf lokalem oder Landschafts-Niveau andere Einflussgrößen, wie z.B. Ausmaß und Häufigkeit kleinräumiger Störungen, die Diversität maßgeblich beeinflussen können.

2.4 Messung von Biodiversität und damit verbundene Unsicherheiten

Aufgrund ihrer Komplexität, die sich aus ihrem Charakter als Überbegriff ergibt, mangelt es an universell einsetzbaren Methoden um Biodiversität zu messen. Die häufig eingesetzte *species richness* (Artenreichtum oder -vielfalt, gibt die Anzahl der Arten eines oder mehrerer Taxa innerhalb eines bestimmten Gebietes wieder) ist stark skalenabhängig und wenig sensitiv, d.h. Veränderungen sind erst detektierbar, wenn Arten tatsächlich ausgestorben sind (Scholes et al. 2008). Dennoch hat sich, aus Gründen der Praktikabilität, die Verwendung der *species richness* als ein Indikator – unter mehreren – für Biodiversität bewährt (Goedkoop et al. 2001). Dabei ist eine Bestimmung der Artenvielfalt in vielen Fällen aufgrund mehrerer Faktoren nicht einfach. Diese Faktoren lassen sich in drei Gruppen einordnen: inhaltliche, räumliche und zeitliche Unsicherheiten.

Zu den *inhaltlichen Unsicherheiten* gehört, dass Präsenz bzw. Absenz aller Arten einer Gruppe in der Regel nur für wenige, wohlbekannte Artengruppen wie z.B. Pflanzen oder Vögel flächendeckend bzw. für größere Räume erhoben werden können; sehr große und unübersichtliche, aber auch unscheinbare Gruppen, die sich nur wenigen Spezialisten eröffnen, bleiben zumeist unberücksichtigt oder zumindest nicht flächendeckend erfasst. Dieser Umstand führt dazu, dass für die allermeisten Gebiete keine oder nur unvollständige Angaben über die zu erwartende Biodiversität der meisten Organismengruppen gemacht werden können.

Räumliche Unsicherheiten entstehen, wenn man Aussagen treffen will, die über mehr oder weniger punktförmige, lokale Erhebungen hinausgehen. Je größer die betrachtete Fläche ist, desto größer ist die zu erwartende Artenzahl – laut der Artenzahl-Areal Hypothese (MacArthur 1965, MacArthur & Wilson 1967). Das Vorkommen oder Fehlen einer Art ist in den meisten Fällen nur für sehr kleine lokale Flächen, die gut dokumentiert sind, bzw. für Arten(-gruppen), mit einem kleinen Verbreitungsgebiet in allen Einzelheiten beschrieben. Überdies ist es wichtig zwei Konzepte für das Verbreitungsgebiet (*geographic range*) zu unterscheiden (Gaston 1991): zum einen die „Ausdehnung des Vorkommens“ (*extent of occurrence*). Damit ist die Größe des kleinsten Polygons gemeint, das alle Lokalitäten, in denen die Art gefunden wurde, umschließt. Typischerweise finden sich solche Arealkarten in Atlanten, Handbüchern oder Bestimmungsbüchern. Dem gegenüber steht die

„bewohnte Fläche“ (*area of occupancy*). In ihrer feinsten Auflösung wäre das die Summe der Aktionsräume – oder ihrer Äquivalente (*home ranges*) – aller Individuen einer Art, wobei Überlappungszonen nicht berücksichtigt werden würden. Im Allgemeinen gibt es nur Abschätzungen für den *extent of occurrence* für ein Taxon (wenn überhaupt), wobei klar sein sollte, dass diese Information für die meisten wissenschaftlichen Fragestellungen nicht ausreichend ist und eine Beschreibung der *area of occupancy* wünschenswert wäre.

Zeitliche Unsicherheiten können entstehen, wenn sich die gesammelten Informationen auf relativ kurze Zeiträume beziehen. Aussterbeprozesse können oft mit beachtlicher zeitlicher Verzögerung erfolgen, dieses Phänomen wurde als *extinction debt* beschrieben (Tilman et al. 1994, Kuussaari et al. 2009). Dadurch können beobachtete Artenzahlen verzerrt sein, da sie den für die Zukunft zu erwartenden Gleichgewichtszustand überschätzen, ein Umstand der naturschutzfachlich von Bedeutung ist. In diese Kategorie von Unsicherheit gehört auch das Fehlen einer Referenz-Artenvielfalt. Die Ökosysteme der Erde sind durch die anhaltenden anthropogenen Eingriffe nachhaltig verändert (Vitousek et al. 1986, Haberl et al. 2007), eine nicht durch den Menschen veränderte Biodiversität ist praktisch nicht mehr messbar. Beobachteten oder modellierten Zuständen der Artenvielfalt fehlt zwar nicht der Kontext zu einem ursprünglichen Zustand, quantitative Angaben über Änderungen sind aber nicht möglich. Änderungen sind für einen Großteil der terrestrischen Erdoberfläche nur von einem anthropogen überlagerten Zustand zum nächsten messbar.

2.5 Verlust von Biodiversität und seine Ursachen

Während in prähistorischen Zeiten bedeutende Veränderungen für die Biota der Erde hauptsächlich durch nichtbiotische Vorgänge wie z.B. Klimaänderungen oder tektonische Veränderungen vorangetrieben wurden, resultiert der rapide aktuelle Artenverlust primär aus anthropogenen Aktivitäten (MEA 2005). Zu diesen vom Menschen hervorgerufenen Bedrohungen gehören eine Vielzahl von Faktoren: Habitatverlust oder -verschlechterung durch Landnutzungsveränderung, Störung von biochemischen Zyklen (z.B. Kohlenstoff, Stickstoff), Verschleppung von invasiven Arten und von Krankheitserregern, Freisetzung von toxischen Substanzen, Raubbau und Klimawandel (Daily et al. 1997, MEA 2005). Dabei gilt der Habitatverlust als einer der wichtigsten Ursachen für den derzeitigen Rückgang an Biodiversität (Tilman et al. 2001). Dieser Verlust an Lebensräumen ist auf den ansteigenden Flächenbedarf für Landnutzungsaktivitäten zurückzuführen, um die zunehmenden Bedürfnisse einer großen und stark wachsenden menschlichen Population erfüllen zu können. Ein Verständnis, welche gesellschaftlichen Mechanismen hinter diesen Vorgängen stehen und wie diese mit den genutzten Flächen und deren Organismen interagieren, könnte einen wertvollen Beitrag zum Schutz von Biodiversität leisten. Allerdings können aufgrund unscharfer und unterschiedlicher Systemgrenzen relevante treibende Kräfte der Gesellschaft (*drivers*), die verantwortlich für einen Diversitätsverlust sind, nicht sinnvoll direkt

quantitativ mit Biodiversitätsdaten verknüpft und verglichen werden. Allerdings könnten sich *pressures* ableiten lassen, die sich als Indikatoren für den Druck, den gesellschaftliche Vorgänge auf Biodiversität ausüben, eignen. Solche Indikatoren müssten zumindest zwei Voraussetzungen erfüllen:

Erstens sollten sie verlässlich und mit vertretbarem Aufwand quantifizierbar sein, um eine Zu- oder Abnahme von Belastungen abbilden zu können

Zweitens sollte das Verständnis sowohl der Beziehung zwischen gesellschaftlichen Kräften und den resultierenden Belastungen (*driver vs. pressure*), als auch der Beziehung zwischen Belastungen und Zustand der Biodiversität (*pressure vs. state*), soweit vorhanden sein, sodass der Indikator als Hilfsmittel für die Analyse der Wechselwirkungen zwischen Gesellschaft und Biodiversität fungieren kann. Dies sollte durch empirische Analysen – etwa die in der vorliegenden Arbeit vorgestellten – überprüft werden.

Biomasse trägt einen wesentlichen Anteil am sozio-ökonomischen Metabolismus (Weisz et al. 2006) und ihre Gewinnung erfordert die Nutzung von Fläche in Form von Land- und Forstwirtschaft, was nachvollziehbar mit Biodiversität in Verbindung gebracht werden kann. Im folgenden wird ein Maß für sozio-ökologische Materialflüsse, das Veränderungen in der Verfügbarkeit von Biomasse und damit von trophischer Energie aufgrund von anthropogenen Landbedeckungsänderungen wiedergibt, besprochen.

3 Human appropriation of net primary production (HANPP)

3.1 Was ist HANPP?

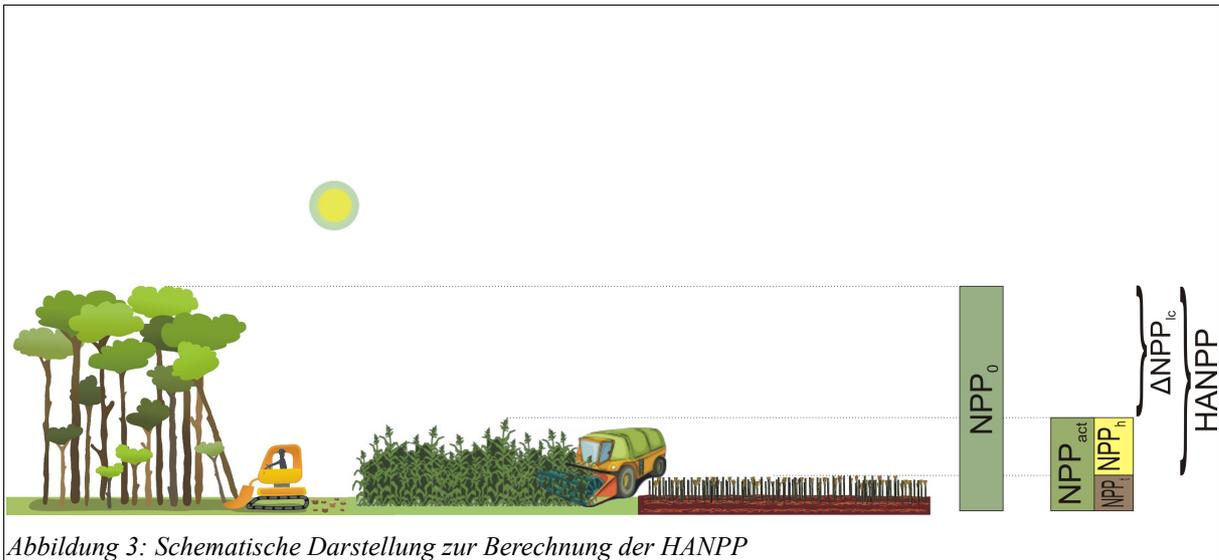
Grüne Pflanzen binden durch Photosynthese Sonnenenergie in Form von Biomasse, welche dann in weiterer Folge Konsumenten und Destruenten im Rahmen der heterotrophen Nahrungskette zur Verfügung steht und abgebaut wird. Zieht man von der ursprünglich gebundenen Energie, der Bruttoprimärproduktion, die Energie, die im Atmungsprozess der Pflanzen wieder verbraucht wird, ab, verbleibt die Nettoprimärproduktion (NPP), also die im Ökosystem vorhandene Gesamtmenge an verfügbarer Nahrungsenergie.

Die Berechnung von NPP erfolgt in Energie pro Flächeneinheit und Jahr, z.B. $J/m^2/a$. Ausgehend von der potentiellen Vegetation (Tüxen 1956), also einem Zustand der nicht anthropogen überlagert ist, wird die potentielle Nettoprimärproduktion (NPP_0) ermittelt.

Durch Landnutzung etwa in Form von Land- und Forstwirtschaft, aber auch durch Versiegelung von Flächen, verändert der Mensch diesen Energiebetrag. Die Differenz zwischen aktueller NPP (NPP_{act}) und potentieller NPP kann man als jene Veränderung der Produktivität grüner Pflanzen verstehen, der durch die anthropogen bedingte Landbedeckungsveränderung entsteht (ΔNPP_{LC}).

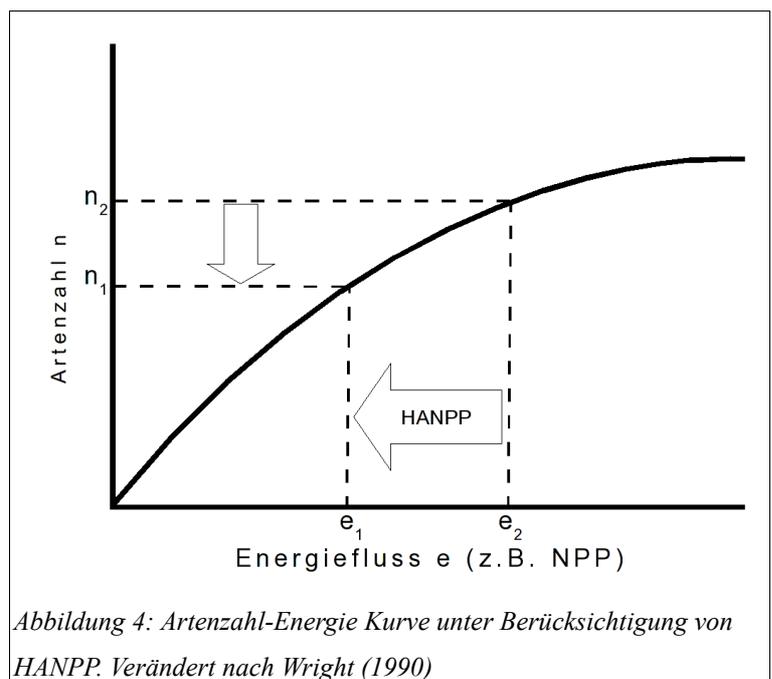
In den meisten Fällen ist die NPP_{act} geringer als die NPP_0 , bei besonders intensiver Bewirtschaftung

durch hohen Düngereinsatz oder Bewässerung kann allerdings auch der umgekehrte Fall eintreten. Die durch Ernte entnommene Energie (NPP_h) wird den Ökosystemen entzogen und steht den dort stattfindenden Prozessen nicht mehr zur Verfügung; es verbleibt nur die nach der Ernte übrig bleibende NPP_t . Die Differenz zwischen der verbleibenden Energie (NPP_t) und der potentiell möglichen Energie (NPP_0) wird als HANPP (*human appropriation of net primary production*) bezeichnet. Dieser Betrag kann in Prozent der NPP_0 angegeben werden. Eine Darstellung des HANPP Konzeptes zeigt Abbildung 3.



3.2 HANPP als *pressure*-Indikator für Biodiversitätsverlust

Aus den vorangegangenen Überlegungen wird deutlich, dass sich HANPP als *pressure*-Indikator für den Rückgang von Biodiversität anbietet. Einerseits stellt HANPP einen aggregierten Indikator für anthropogen erzeugte Veränderungen der Landbedeckung dar, der mit sozio-ökonomischen Aktivitäten in Zusammenhang gebracht werden kann (Haberl et al. 2007b), andererseits lässt sie sich in vorhandene Theorien zur Erklärung von Diversität, wie etwa die Arten-Energie Hypothese, einbetten (Abb. 4). Eine Verringerung des Energieflusses innerhalb eines



Lebensraumes durch menschliche Entnahme von Biomasse in Form von HANPP, sollte auch eine Abnahme der Artendiversität mit sich bringen. Somit kann sie als Verbindungsglied zwischen gesellschaftlichen Vorgängen und ökosystemaren Faktoren wie der Biodiversität herangezogen werden.

Problematisch erweist sich allerdings, der Umstand, dass sich HANPP immer auf einen potentiell natürlichen Zustand, die NPP_0 , bezieht, während entsprechende Informationen zur Diversität, etwa einer „*species richness*“ nicht vorliegen. Damit aber beide Größen sinnvoll miteinander verglichen werden können, müssten quantitative Angaben zu einer Diversitätsänderung vorliegen. Bei der Interpretation einer Gegenüberstellung von HANPP und Biodiversität muss diese Problematik berücksichtigt werden (siehe 4.1, 4.7).

4 Überblick über die weiteren Kapitel der Dissertation

Im folgenden wird anhand von sieben Publikationen, welche den empirischen Kern der vorliegenden Arbeit bilden, das Verhältnis zwischen Biodiversität und Gesellschaft unter verschiedenen Aspekten und auf unterschiedlichen Maßstäben und Skalenniveaus besprochen.

Im Kapitel 4.1 wird ein theoretischer Modellansatz zur Untersuchung von gesellschaftlichen Einflüssen auf Artenvielfalt vorgestellt. Dabei wird deutlich, dass die Wahl der Skalenebene (z.B. lokal / regional / national / global) einen wesentlichen Faktor im Verständnis von sozioökonomisch basierten Auswirkungen auf Biodiversität darstellt. Unter anderem spielen der Habitatverlust und die Fragmentierung von Lebensräumen, hervorgerufen durch anthropogen bedingte Veränderungen der Landbedeckung aufgrund von unterschiedlichen Landnutzungsaktivitäten, eine entscheidende Rolle als Belastungen (*pressures*) auf Biodiversität. Es werden verschiedene *pressure*-Indikatoren hinsichtlich ihrer Bedeutung auf Biodiversität und in Hinblick auf ihre Eignung zur Entwicklung von Modellen der Interaktion von Gesellschaft und Biodiversität diskutiert.

Die Kapitel 4.2 bis 4.4 beschäftigen sich mit Problemen der quantitativen Abschätzung von Biodiversität. Anhand eines weit verbreiteten Konzepts zur Messung von Biodiversität, der Artenvielfalt (*species richness*), werden Unsicherheiten bei der Ermittlung von Biodiversität dargelegt und mögliche Lösungen gezeigt.

Im Kapitel 4.2 wird verdeutlicht, dass für einen gegebenen Raum eine vollständige Erfassung aller vorkommenden Arten aller dort anzutreffenden Organismengruppen entweder sehr aufwendig oder gar unmöglich ist. Abhilfe kann die Verwendung sogenannter *surrogate taxa* schaffen, deren Dokumentation stellvertretend für die Gesamtbiodiversität des Gebietes dienen kann. Es zeigt sich in einer lokalen/regionalen Studie, dass sich dafür Pflanzen und Vögel besonders gut eignen.

Das Kapitel 4.3 behandelt eine Methode, um mangelnde Informationen über das Vorkommen oder Fehlen einer Art in einem bestimmten Gebiet durch räumlich explizite Modellierung zu

vervollständigen. Anhand einer Vogelart, dem Alpenschneehuhn, wird das Konzept der Modellierung des potentiellen Verbreitungsgebietes dargestellt und für Österreich angewendet.

Anschließend wird im Kapitel 4.4 für die in Österreich vorkommenden Brutvogelarten eine flächenhafte Darstellung der Diversität berechnet. Dafür ist eine Schließung vorhandener Kartierungslücken aufgrund fehlender Datengrundlagen notwendig. Mithilfe der Modellierung von potentiellen Verbreitungsgebieten ist eine durchgehende räumlich explizite Abschätzung der Brutvogeldiversität ermöglicht worden.

Berücksichtigt man die Ergebnisse aus Kapitel 4.2, kann geschlossen werden, dass die in Kapitel 4.4 vorgestellte Diversitätskarte österreichischer Brutvögel eine passable und plausible Annäherung an eine Gesamtbiodiversitätsabschätzung für Österreich darstellen könnte.

Kapitel 4.5 präsentiert eine globale Analyse und räumliche Visualisierung der *Human appropriation of net primary production* (HANPP). Es wird gezeigt, dass fast ein Viertel der weltweiten terrestrischen potentiellen Nettoprimärproduktion durch menschliche Eingriffe anthropogen angeeignet und somit den Ökosystemen entzogen wird. Verursacht wird dies durch weitreichende Landnutzungsänderungen. HANPP als flächenbezogene und messbare Größe menschlicher Tätigkeit offeriert sich als potentieller und mächtiger *pressure*-Indikator um gesellschaftlichen Einfluss auf Biodiversität bewerten zu können.

In den Kapiteln 4.6 und 4.7 wird untersucht, ob sich ein messbarer Zusammenhang zwischen HANPP und Biodiversität bzw. Artenreichtum finden lässt. Im Rahmen einer lokalen Studie wird in Kapitel 4.6 die Artenvielfalt von sieben Organismengruppen (siehe auch Kapitel 4.2) mit produktionsökologischen Variablen, im Besonderen der HANPP, verglichen. Es kann gezeigt werden, dass mit zunehmender Verringerung der zur Verfügung stehenden Energie, d.h. mit zunehmender HANPP, die beobachteten Artenzahlen sinken.

In einem weiteren Schritt werden in Kapitel 4.7 die gleichen produktionsökologischen Variablen auf nationalem Maßstab auf vier verschiedenen Skalen der Brutvogeldiversität (siehe Kapitel 4.4) gegenübergestellt. Hier gibt es ebenfalls eine negative Korrelation zwischen dem Diversitätsmuster und HANPP, auch wenn man mögliche externe Faktoren wie die Seehöhe aus der Berechnung eliminiert.

Die Ergebnisse der Kapitel 4.6 und 4.7 decken sich mit der Energie-Arten-Hypothese. Diese sagt für zunehmende Energieverfügbarkeit eine positive Resonanz an Artenvielfalt voraus. Daher sollte mit steigender HANPP die beobachtete Artenvielfalt sinken.

Meine eigenen Beiträge zu diesen Arbeiten sind in Tabelle 1 wiedergegeben.

Tab. 1: Meine persönlichen Beiträge zu den vorgestellten Arbeiten

PUBLIKATION	BEITRAG
Haberl et al. 2009	Aufbereitung von GIS-Daten, Durchführung der Analyse des Brutvogelartenreichtums und Visualisierung des Ergebnisses
Sauberer et al. 2004	Arbeiten zur Datenerhebung, Datenaufarbeitung und Datenauswertung
Plutzer et al. 1999	Erstellung des Konzeptes, Aufbereitung der GIS-Daten, Durchführung der Analysen, Auswertung und Visualisierung der Ergebnisse, Verfassen von Textteilen
Plutzer et al. 2008	Erstellung des Konzeptes, Aufbereitung der GIS-Daten, Durchführung der Analysen, Auswertung und Visualisierung der Ergebnisse, Verfassen von Textteilen
Haberl et al. 2007	Aufbereitung der GIS-Daten, Programmierung der Berechnung der räumlichen Muster der Landnutzung, Visualisierung der Ergebnisse
Haberl et al. 2004	Aufbereitung der GIS-Daten, Konzeption und Durchführung der statistischen Analysen, Auswertung und Visualisierung der Ergebnisse, Verfassen von Textteilen
Haberl et al. 2005	Aufbereitung der GIS-Daten, Konzeption und Durchführung der statistischen Analysen, Auswertung und Visualisierung der Ergebnisse, Verfassen von Textteilen

4.1 Ein integriertes Modell von Biodiversität-Drivers und Pressures

Haberl, H, Gaube, V, Díaz-Delgado, R, Krauze, K, Neuner, A, Peterseil, J, Plutzer, C, Singh, SJ & Vadineanu, A (2009):

Towards an integrated model of socioeconomic biodiversity drivers, pressures and impacts. A feasibility study based on three European long-term socio-ecological research platforms.

Ecological Economics 68: 1797-1812.

Ausgehend vom DPSIR-Schema (*drivers-pressures-state-impacts-responses*, EEA 2005) und dem sozio-ökonomischen Metabolismusansatzes (Fischer-Kowalski 1998, Krausmann et al. 2004) wird in dieser Arbeit eine konzeptuelle Modellumgebung (Abb. 5) vorgestellt, um gesellschaftlich bedingte Aktivitäten (*drivers*) und deren Belastungen (*pressures*) auf Biodiversität untersuchen zu können. Oft scheitern effektive Maßnahmen zum Schutz und zur Erhaltung von Biodiversität (*responses*) am mangelnden Verständnis wie gesellschaftliche Vorgänge auf biologische Vielfalt wirken. Erschwerend erweist sich neben den fehlenden Konzepten die nicht ausreichende Datenlage um sinnvolle Modelle erstellen zu können.

Basierend auf drei LTSER-Plattformen (*long-term socio-ecological platforms*) werden die Anwendungsmöglichkeiten des Modells, sowie Datenverfügbarkeit und Forschungsbedarf analysiert und diskutiert. Diese Plattformen sind das Donaudelta in Rumänien, die Donana in Spanien und die Eisenwurz in Österreich.

Das Modell zeigt deutlich, dass der Maßstab eine große Rolle spielt, um Qualität und Quantität des Einflusses gesellschaftlicher Aktivitäten auf

Biodiversität analysieren und abschätzen zu können. Neben lokalen Treibern und Belastungen, die auf regionalem Niveau interagieren, steht die regionale Struktur in vielfältigen Wechselwirkungen mit höher geordneten Systemen. Als Instrument zur Untersuchung biophysikalischer Aspekte von sozioökonomischen Wandel wird die MEFA (*materials and energy flow analysis*) vorgestellt und daraus entwickelte *drivers* und *pressures* auf Biodiversität, wie z.B. Landnutzungsänderung und damit verbundene Energieänderungen wie HANPP, besprochen.

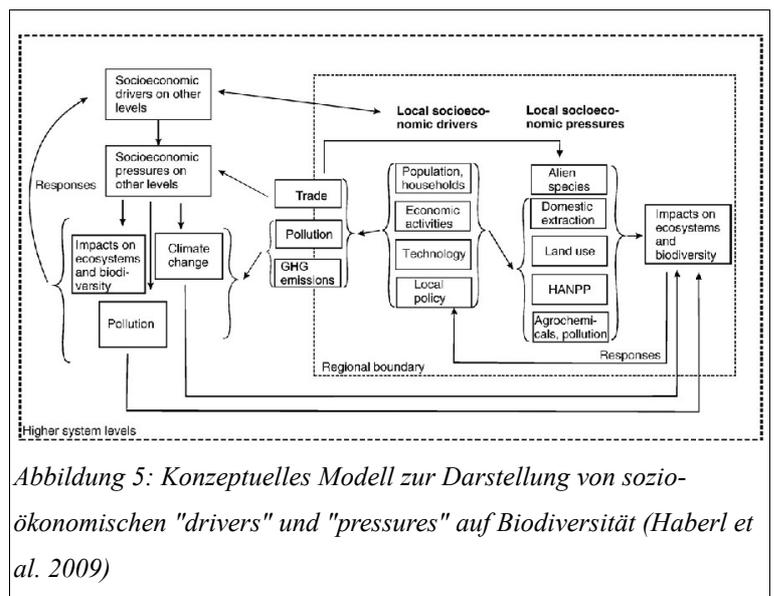


Abbildung 5: Konzeptuelles Modell zur Darstellung von sozio-ökonomischen "drivers" und "pressures" auf Biodiversität (Haberl et al. 2009)

4.2 Surrogat-Taxa für Biodiversität in ostösterreichischen Kulturlandschaften

Sauberer, N, Zulka, K-P, Abensperg-Traun, M, Berg, H-M, Bieringer, G, Milasowszky, N, Moser, D, Plutzer, C, Pollheimer, M, Storch, C, Tröstl, R, Zechmeister, H-G & Grabherr, G (2004):

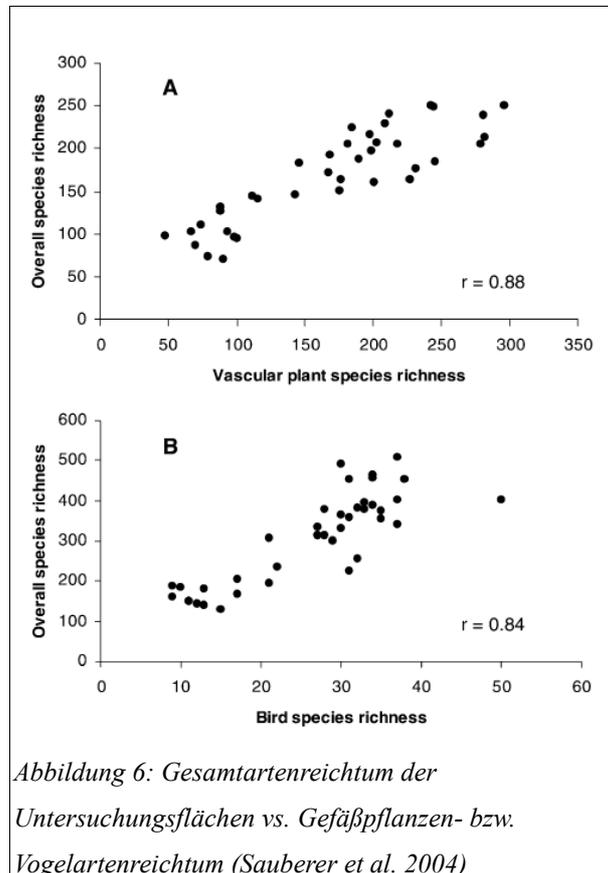
Surrogate taxa for biodiversity in agricultural landscapes of eastern Austria.

Biological Conservation, 117: 181-190.

In den meisten Fällen ist es nicht möglich für ein bestimmtes Gebiet alle dort vorkommenden Organismengruppen in ausreichender Qualität zu erheben um ein entsprechendes Bild der vorhandenen Biodiversität zu erhalten. Schuld daran sind normalerweise fehlende finanzielle Ressourcen aber auch mangelnde taxonomische Expertise. Aus naturschutzfachlicher Perspektive wäre daher die Identifikation von Indikator-Taxa (*surrogate taxa*), Artengruppen deren Vielfalt stellvertretend für eine große Anzahl anderer Taxa herangezogen werden kann, hilfreich und nützlich (Flather et al. 1997; Reid 1998; Howard et al. 1998; Ricketts et al. 1999).

In dieser Arbeit werden auf Landschaftsebene, d.h. auf regionalem Maßstab, die Biodiversitätsmuster von acht terrestrischen Organismengruppen in landwirtschaftlich genutzten Flächen Ostösterreichs erhoben und miteinander verglichen. Bei den untersuchten Taxa handelt es sich um Moose, Gefäßpflanzen, Schnecken, Spinnen, Heuschrecken, Laufkäfer, Ameisen und Vögel. Für die Analyse werden vier verschiedene Techniken verwendet: paarweise Korrelation (*correlated species counts*), allgemeiner Artenreichtum (*surrogate measures of the overall species richness that was assessed*), multi-Taxa Ansatz (*multi-taxa or „shopping basket“ approach*) und Komplementarität (*simple complementarity algorithm*).

Es zeigt sich, dass Indikator-Taxa für den gewählten Maßstab und das vorliegende Biom (temperate Zone) identifiziert werden können, um die Variabilität von Biodiversität beschreiben zu können. Von den untersuchten Artengruppen sind besonders Gefäßpflanzen und Vögel geeignet die Gesamtvielfalt zu beschreiben (siehe Abb. 6). Zusätzlich haben beide Taxa den Vorteil ausgiebig untersucht zu sein und können deshalb gut ausgearbeitete Artenlisten – die für viele andere Taxa fehlen – vorweisen.



4.3 Modellierung der potentiellen Verbreitung von Brutvögeln in Österreich mit MapModels

Plutzer, C, Moser, D, Riedl, L & Sauberer, N (1999):

Modellierung der potentiellen Verbreitung von Brutvögeln in Österreich mit MapModels.

In *Angewandte Geographische Informationsverarbeitung XI., Beiträge zum AGIT-Symposium Salzburg 1999*, pp. 399-409, Edited by J. Strobl and T. Blaschke. H. Wichmann Verlag: Heidelberg.

Für größere Untersuchungsräume ist es in vielen Fällen nicht möglich flächendeckende Angaben zum Vorkommen oder Fehlen von Arten oder Artengruppen zu machen, geschweige denn quantitative Aussagen über Artenvielfalt zu treffen.

Durch die Modellierung potentieller Verbreitungsgebiete ist es möglich Kartierungslücken zu schließen und damit flächige Informationen über die zu erwartende Präsenz von Organismen zu erhalten. Ermöglicht wurde diese Entwicklung durch die zunehmende Rechenleistung von Computern und die Integration räumlich expliziter Daten mit Hilfe von Geographischen Informationssystemen (GIS). Die Anfänge dieser Modellierungsansätze

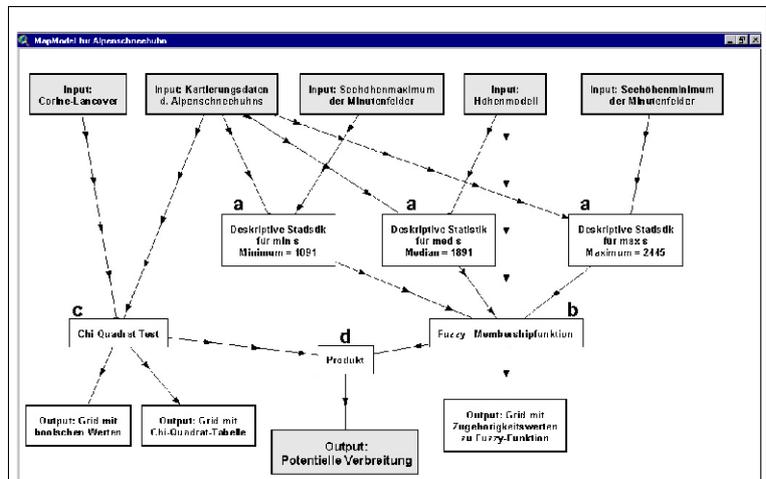


Abbildung 7: MapModel zur Berechnung des potentiellen Verbreitungsgebietes des Alpenschneehuhns in Österreich (Plutzer et al. 1999)

entstanden in den beginnenden 90er-Jahren (z.B. Walker 1990, Gentili 1992, Aspinall & Matthews 1994, Maurer 1994), heute ist dieser Methodikbereich ein intensiv beforschter Teil der Ökologie (siehe z.B. Elith et al. 2006).

Hier wird anhand einer Brutvogelart, dem Alpenschneehuhn (*Lagopus mutus*), der kombinierte Einsatz von Fuzzy-Logic Methoden und statistischen Praktiken (Chi²-Test) mit Hilfe von GIS und programmierbaren Datenflussmodellen (MapModels, Riedl & Kalasek 1998) zur flächenhaften Berechnung des Verbreitungsgebietes vorgestellt und diskutiert (Abb. 7). Die Untersuchung wurde für das österreichische Bundesgebiet durchgeführt, der Maßstab bewegt sich also auf nationalem Niveau.

Die Ergebnisse zeigen, dass sich die Vorgangsweise gut eignet künstliche Kenntnislücken über das Vorkommen des Alpenschneehuhns (z.B. in Tirol) zu schließen. Allerdings bietet sich das Alpenschneehuhn aufgrund seiner ökologischen Spezialisierung und der Verfügbarkeit von passenden Umweltvariablen für diese Methodik an, eine Umsetzung auf andere Vogelarten muss die Eignung dieses Verfahrens erst belegen.

4.4 Diversitätsmuster der Brutvögel Österreichs

Plutzar, C, Pollheimer, M & Sauberer, N (2008):

Diversitätsmuster der Brutvögel Österreichs.

In: Sauberer, N, Moser, D & Grabherr, G (eds.) *Biodiversität in Österreich. Räumliche Muster und Indikatoren der Arten- und Lebensraumvielfalt.* Zürich, Bristol-Stiftung; Bern, Stuttgart, Wien, Haupt. 313 pp.

Um einen ersten flächendeckenden Überblick über das räumliche Muster der Diversität der österreichischen Avifauna zu erhalten ist es notwendig mangelnde Kartierungsinformationen mit Hilfe von Modellierungstechniken auszugleichen. Kartierungslücken können unterschiedliche Ursachen haben, wie die heterogene Bearbeitungsdichte aufgrund der

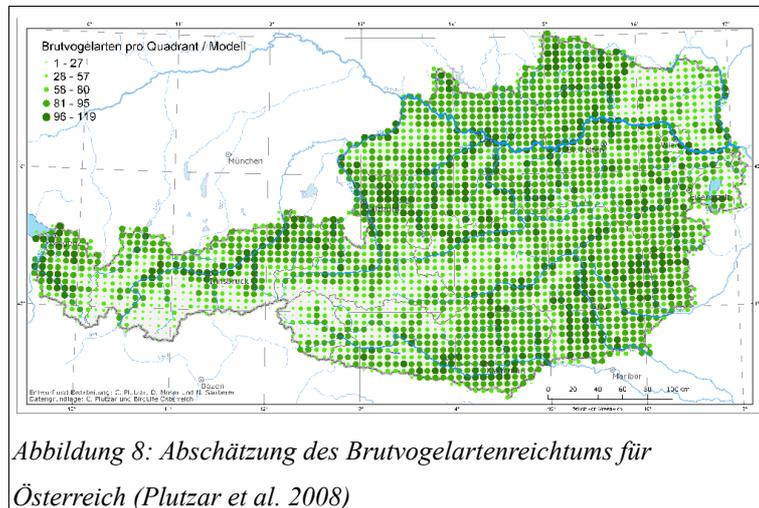


Abbildung 8: Abschätzung des Brutvogelartenreichtums für Österreich (Plutzar et al. 2008)

Unzugänglichkeit bestimmter Gebiete (z.B. alpine Regionen) oder der regionalen Verfügbarkeit geeigneter Kartierer, sowie der Lebensweise einiger Arten (z.B. nachtaktive Tiere).

Für diese Untersuchung wird das Avifaunistische Archiv von Birdlife Österreich herangezogen, eine Datenbank mit Kartierungsangaben für insgesamt 213 Brutvogelarten (Stand 1996), um eine Abschätzung des Brutvogelartenreichtums zu ermöglichen. Von den 213 Arten werden 94 ausgewählt, die entweder nur lokal vorkommen und deren Verbreitungsgebiet deshalb mehr oder weniger bekannt und ausreichen beschrieben ist, oder deren Verbreitungsgebiet aufgrund ihrer speziellen Lebensweise nicht sinnvoll modellierbar ist. Für diese Artengarnitur werden die Originalverbreitungsdaten des Avifaunistischen Archivs übernommen. Für die restlichen 119 Vogelarten, von denen man ausgehen muss, dass ihr Verbreitungsgebiet nicht vollständig erfasst worden ist, werden unter Verwendung eines GIS Gebiete identifiziert, die sich aufgrund der bekannten Lebensraumbedingungen von nachgewiesenen Brutgebieten als mögliches Brutgebiet eignen (siehe 4.3). Durch die Überlagerung dieser 119 Modellergebnisse mit den 94 Originalkartierungskarten entsteht eine Karte der Diversitätsmuster der österreichischen Brutvögel (Abb. 8). Es zeigt sich, dass sich vogelartenarme Lebensräume einerseits auf die hohen Lagen der alpinen Regionen und andererseits in den Tieflagen auf die landwirtschaftlich besonders intensiv genutzten Flächen konzentrieren.

4.5 Quantifizierung und Visualisierung der globalen HANPP

Haberl, H, Erb, KH, Krausmann, F, Gaube, V, Bondeau, A, Plutzer, C, Gingrich, S, Lucht, W & Fischer-Kowalski, M (2007):

Quantifying and mapping the human appropriation of net primary production in the Earth's terrestrial ecosystems. Proc. Natl. Acad. Sci. USA (PNAS), 104: 12942–12947.

Ein aussichtsreicher Pressure-Indikator für die Abschätzung gesellschaftlichen Einflusses auf Artenvielfalt ist die *Human appropriation of net primary production* (HANPP, Haberl et al. 2007a). HANPP als Folgeerscheinung menschlicher Landnutzung greift tiefgehend in bestehende Energieflüsse innerhalb und zwischen Ökosystemen ein und verändert nachhaltig Energieniveaus unterschiedlicher trophischer Stufen.

In dieser Arbeit wird eine räumliche explizite Berechnung der HANPP auf globalem Maßstab für das Jahr 2000 durchgeführt.

Ausgehend von verschiedenen Satellitendaten werden fünf Landnutzungskategorien (Infrastruktur, Ackerland, Wald, Weideland und Wildnis) ausgewiesen und räumlich dargestellt. Diese Landnutzungsdaten werden dann mit Landnutzungsstatistiken der FAO verknüpft und abgeglichen. Diese Vorgangsweise ermöglicht die inhaltliche Konsistenz der Daten bei gleichzeitiger Beibehaltung der beobachteten räumlichen Muster. Eine Darstellung der ΔNPP_{LC} und der HANPP zeigt Abb. 9.

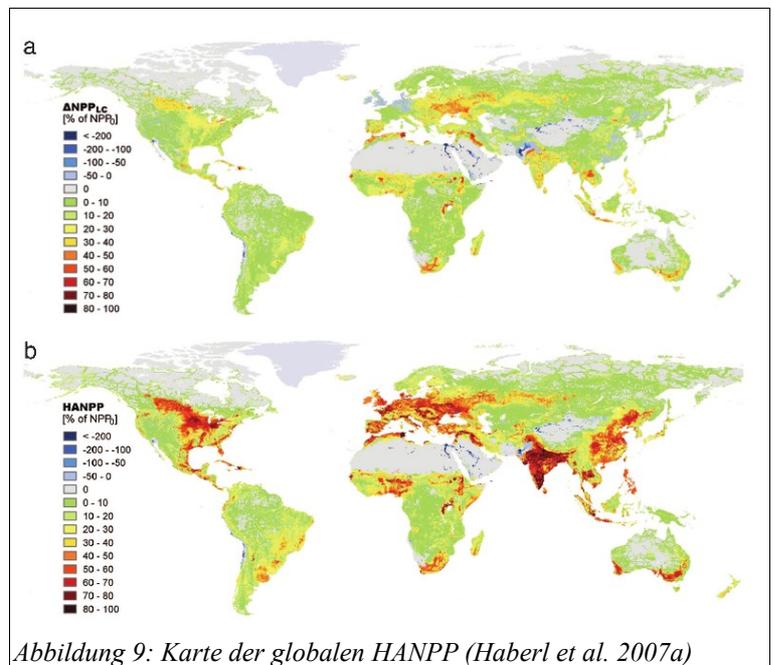


Abbildung 9: Karte der globalen HANPP (Haberl et al. 2007a)

Es zeigt sich, dass 23,8% der globalen potentiellen Nettoprimärproduktion anthropogen angeeignet werden. Davon entfallen 53% auf Aneignung durch Ernte, 40% auf landnutzungsbedingte Produktivitätsänderungen und 7% auf durch den Menschen hervorgerufene Feuer. Die Ergebnisse belegen, dass anthropogene Landnutzung einen enormen Einfluss auf die Erdoberfläche ausübt und nachhaltige Veränderungen in den biochemischen Kreisläufen und Energieflüssen nach sich zieht. Diese Umformungen können nicht ohne Konsequenzen für die restlichen 99,999998% der Arten, die die Erde bevölkern (bei geschätzten 50 Millionen Arten), bleiben.

4.6 HANPP und Artendiversität in Agrarlandschaften

Haberl, H, Schulz, NB, Plutzer, C, Erb, KH, Krausmann, F, Loibl, W, Moser, D, Sauberer, N, Weisz, H, Zechmeister, H-G & Zulka, P (2004):

Human appropriation of net primary production and species diversity in agricultural landscapes. Agriculture, Ecosystems and Environment, 102/2: 213-218.

Um die Beziehung zwischen landnutzungsbedingten Veränderungen von Produktionsökologie und Artenreichtum quantitativ erfassen zu können, werden für landwirtschaftlich genutzte Flächen im Osten Österreichs einerseits Produktionsvariablen wie HANPP und andererseits die Artenvielfalt von sieben Artengruppen erhoben und miteinander verglichen.

Die HANPP wird auf Basis von Integration von Biotopkartierungen und Daten der Statistik Austria berechnet, die Erhebung der biologischen Daten erfolgt im Rahmen einer mehrjährigen Kartierung (siehe 4.2) für folgende Taxa: Moose, Gefäßpflanzen, Schnecken, Spinnen, Heuschrecken, Laufkäfer und Ameisen (die Vogeldaten stehen noch nicht zur Verfügung).

Die Ergebnisse zeigen für HANPP und NPPact negative Korrelationen mit Artenreichtum, während für NPpT positive Korrelationen vorliegen. Der Zusammenhang zwischen HANPP und Artenvielfalt wird in Abb. 10 gezeigt.

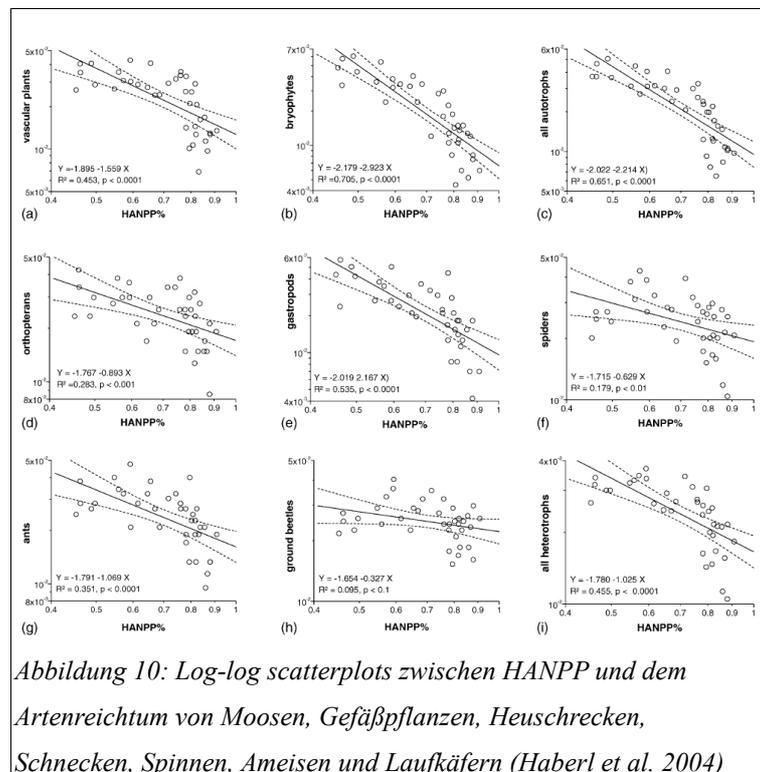


Abbildung 10: Log-log scatterplots zwischen HANPP und dem Artenreichtum von Moosen, Gefäßpflanzen, Heuschrecken, Schnecken, Spinnen, Ameisen und Laufkäfern (Haberl et al. 2004)

Das Resultat ist kompatibel mit der Species-Energy-Hypothese, die eine positive Beziehung zwischen Energieflüssen und Artenreichtum postuliert.

4.7 HANPP als Determinante der österreichischen Vogeldiversität

Haberl, H, Plutzer, C, Erb, KH, Gaube, V, Pollheimer, M & Schulz, NB (2005):

Human Appropriation of Net Primary Production as Determinant of Avifauna Diversity in Austria.

Agriculture, Ecosystems and Environment, 110/3-4: 119-131.

Für die Gegenüberstellung von Produktionsvariablen und Artenvielfalt auf nationalem Niveau werden auf GIS Modellierungen basierende Berechnungen von HANPP und flächendeckende Abschätzungen von Brutvogeldiversität (siehe Kapitel 4.4) für Österreich herangezogen.

Um unterschiedliche Skalenaspekte untersuchen zu können werden die Analysen auf vier verschiedenen, kongruenten Rastern (0.25, 1, 4 und 16 km) durchgeführt.

Die Ergebnisse (siehe Abb. 11) weisen die gleichen Trends wie in Kapitel 4.6 auf, selbst wenn mögliche Cokorrelationen wie Seehöhe aus den Daten herausgerechnet werden. Heterogenitätsindikatoren wie der Shannon-Wiener Index schneiden durchwegs schlechter ab als die Produktionsvariablen. Von den vier verwendeten Rastergrößen liefern die beiden mittleren Auflösungen (1 bzw. 4 km) die besten Ergebnisse, während der feinste und der größte Raster (0.25 bzw. 16 km) deutlich schlechtere Resultate zeigen. Auch diese Ergebnisse stützen die Energie-Artenhypothese und bestätigen, dass Produktionsvariablen wie HANPP als *pressure*-Indikatoren herangezogen werden können.

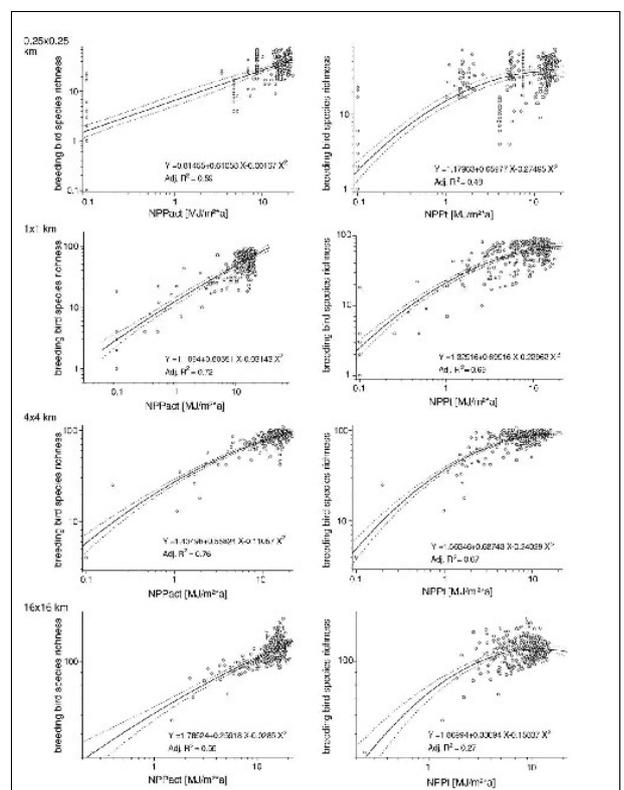


Abbildung 11: Scatterplots zwischen NPPact bzw. NPPt und Brutvogelartenreichtum für alle vier Rastergrößen (Haberl et al. 2005)

5 Schlussfolgerungen und Ausblick

Die vorliegende Arbeit geht von der Annahme aus, dass ein quantifizierbarer Vergleich zwischen gesellschaftlichen Aktivitäten und Biodiversität einen wichtigen Schritt zum besseren Verständnis der Beziehung zwischen menschlicher Gesellschaft und ökosystemaren Zuständen sowie Leistungen darstellt und in weiterer Folge als Grundlage für einen effizienten Schutz der natürlichen Grundlagen liefern kann.

Es konnte gezeigt werden, dass Unsicherheiten bei der Ermittlung von Biodiversität zwar nicht eliminiert, aber doch soweit minimiert werden können, sodass eine sinnvolle Analyse ermöglicht wird. Die Verfahren zur Abschätzung von biologischer Vielfalt für größere Räume sind erst durch die fortgeschrittenen Möglichkeiten der elektronischen Datenverarbeitung ermöglicht worden. Dabei kommt es allerdings zur Bewältigung großer Datenmengen, die teilweise immer noch eine Herausforderung darstellen. Die Entwicklung geeigneter Methoden und Verfahrensweisen zur Untersuchung und Quantifizierung von Biodiversität wird sicher auch in nächster Zukunft im Zentrum der Umweltwissenschaften stehen.

Der Einsatz von HANPP als Pressure-Indikator für Biodiversitätsverlust hat sich als vielversprechend gezeigt. Es konnte – zumindest für mitteleuropäische Verhältnisse – belegt werden, dass sich mit der Zunahme der menschlichen Aneignung der Nettoprimärproduktion die Artendiversität verringert. Dieser Effekt bleibt auch bestehen wenn großräumige Einflüsse, wie etwa das Klima, aus den Berechnungen ausgeschlossen werden. Als vorteilhaft erweist sich, dass diese Beobachtung in ein theoretisches Konzept, der Arten-Energie Hypothese, integriert werden kann. Dadurch ermöglichen sich Voraussagen, die empirisch überprüft werden können. Weiters passt sich HANPP in den Grundgedanken des sozio-ökonomischen Metabolismus ein und wird dadurch auch aus der gesellschaftlichen Sichtweise verwendbar und interpretierbar. Dadurch lässt sich die Lücke zwischen gesellschaftlichen Prozessen (*drivers*) und dem aktuellen Artenschwund (*state*) schließen und ermöglicht neue Einsichten in den anthropogen bedingten Diversitätsrückgang. Dieser Aspekt ist bedeutsam, da sich die Biodiversitätsforschung bis jetzt hauptsächlich auf die biologischen Wissenschaften konzentriert hat und diese Einseitigkeit sich im Mangel an Relevanz von Biodiversität in (tages)politischen Entscheidungen ausdrückt (Spangenberg 2007).

Eine endgültige Entscheidung über die generelle Eignung von HANPP als Pressure-Indikator steht noch aus. Dafür fehlen noch weitere Studien, die größere Gebiete oder unterschiedlichste Lebensräume, wie etwa Regenwälder oder aride Gebiete, umfassen. Während für HANPP bereits entsprechendes Material vorliegt (siehe 4.5), mangelt es allerdings an geeigneten Daten über Biodiversität. Die Bereitstellung solcher Datensätze stellt eine wesentliche Aufgabe zur weiteren Untersuchung des Verhältnisses zwischen Biodiversität und Gesellschaft dar.

6 Publikation 1: Haberl et al. (2009) Socioeconomic biodiversity drivers, pressures & impacts

Haberl, H, Gaube, V, Díaz-Delgado, R, Krauze, K, Neuner, A, Peterseil, J, Plutzer, C, Singh, SJ & Vadineanu, A (2009):

Towards an integrated model of socioeconomic biodiversity drivers, pressures and impacts. A feasibility study based on three European long-term socio-ecological research platforms.

Ecological Economics 68: 1797-1812.



available at www.sciencedirect.com



www.elsevier.com/locate/ecolecon



ANALYSIS

Towards an integrated model of socioeconomic biodiversity drivers, pressures and impacts. A feasibility study based on three European long-term socio-ecological research platforms

Helmut Haberl^{a,*}, Veronika Gaube^a, Ricardo Díaz-Delgado^b, Kinga Krauze^c,
Angelika Neuner^d, Johannes Peterseil^d, Christoph Plutzer^e,
Simron J. Singh^a, Angheluta Vadineanu^f

^aInstitute of Social Ecology, Faculty for Interdisciplinary Studies, Klagenfurt University, Schottenfeldgasse 29, 1070 Vienna, Austria

^bEstación Biológica Doñana-CSIC, Avda. de Maria Luisa s/n, Sevilla 41013, Spain

^cInternational Centre for Ecology, PAS, 3 Tylina Street 90-364 Lodz, Poland

^dFederal Environment Agency Austria, Spittelauer Lände 5, 1090 Vienna, Austria

^eVINCA–Vienna Institute for Nature Conservation and Analyses, Gießergasse 6/7, 1090 Vienna, Austria

^fDepartment of Systems Ecology and Sustainability (DSES), University of Bucharest, Spl. Independentei 91-95, Sector 5, Bucharest, Romania

ARTICLE DATA

Article history:

Received 23 May 2008

Received in revised form

18 November 2008

Accepted 18 November 2008

Available online 10 January 2009

Keywords:

Biodiversity

Long-term socio-ecological research (LTSER)

Socioeconomic drivers

Pressures on biodiversity

Human appropriation of net primary production (HANPP)

Socioeconomic metabolism

ABSTRACT

Effective policies to slow the rate of anthropogenic biodiversity loss should reduce socioeconomic pressures on biodiversity, either directly or by modifying their underlying socioeconomic driving forces. The design of such policies is currently hampered by the limited understanding of socioeconomic drivers of and pressures on biodiversity as well as by lacking data, indicators and models. In order to improve understanding of these issues we here propose a conceptual model of socioeconomic biodiversity drivers and pressures. The model is based on the drivers–pressures–impacts–states–responses (DPSIR) scheme and on the socioeconomic metabolism approach. The aim of the model is to guide research aimed at improving our understanding of socioeconomic biodiversity pressures and drivers and to serve as a basis for the development of formal, quantitative models in that field. Based on three European long-term socio-ecological research (LTSER) platforms, we analyze the model's applicability and suitability as well as data availability and research needs. These platforms are the Danube Delta Wetland System in Romania, the Doñana in Spain and the Eisenwurzen in Austria. An empirical analysis of the relationship between the human appropriation of net primary production (HANPP) and breeding bird richness in the Eisenwurzen demonstrates the ability of HANPP to provide a link between socioeconomic pressures/drivers and biodiversity. The analysis of the case studies underlines the potential utility of the conceptual model to guide future research into socioeconomic biodiversity drivers and pressures. However, considerable investments in monitoring and reconstruction of past trajectories as well as in model development will be required before mathematical (computer) models of the interrelation processes between society and ecosystems can be successfully deployed.

© 2008 Elsevier B.V. All rights reserved.

* Corresponding author. Fax: +43 1 5224000 477.

E-mail address: helmut.haberl@uni-klu.ac.at (H. Haberl).

URL: <http://www.uni-klu.ac.at/socec> (H. Haberl).

1. Introduction

The conservation of biodiversity is an important goal in a sustainability context. Presently, the world experiences biodiversity loss at a yearly rate that exceeds the natural rate of species loss by a factor of perhaps 100 or even 1000 (Chapin et al., 2000). In 2002, the World Summit on Sustainable Development and the Convention of Biodiversity adopted the target to significantly reduce the rate of biodiversity loss by the year 2010 (CBD, 2003). In its 6th environmental action programme, the European Union in 2002 formulated the goal to halt the loss of biodiversity until 2010 (EEA, 2007). Such policies generally recognize three main levels of biodiversity: (a) genetic diversity, (b) species diversity and (c) ecosystem-level diversity, i.e. the diversity of habitats and landscapes. The notion of species diversity is in itself multi-faceted and includes measures of species richness (i.e. the number of species present in a defined area) and abundance (i.e. the size of populations, both in absolute numbers and the relative abundances of different species). Monitoring and reporting the state of biodiversity, including its spatial patterns and its change through time, is therefore not straightforward (Biggs et al., 2007; Delbaere, 2002; Heywood and Watson, 1995; Magurran, 1988; Scholes and Biggs, 2005). A large proportion of current biodiversity research is based on bio-ecological methods to analyse patterns and trends of biodiversity. Results achieved using these various approaches to measure and interpret biodiversity have triggered widespread concerns among scientists and even the general public over its rapid loss.

There is a growing recognition that effective policies for biodiversity conservation need to focus on the reduction of socioeconomic pressures on biodiversity, either directly or through modification of their underlying driving forces (Haberl et al., 2007b; Spangenberg, 2007). Mitigation of

pressures on biodiversity through modification of their underlying socioeconomic drivers is thought to be the most effective and durable option to reduce the rate of biodiversity loss. Such measures need to be underpinned by broad research approaches that integrate social sciences and economics with biodiversity research. Unfortunately, the understanding of the link between (socioeconomic) drivers of biodiversity and subsequent pressures is even more scattered and incomplete than that of biodiversity patterns and change. Reliable, well-validated indicators and models are almost absent in that field (e.g., Delbaere, 2003; Haberl et al., 2007b), as the biodiversity research community has only recently begun to implement schemes such as the drivers–pressures–states–impacts–responses (DPSIR) approach (e.g., EEA, 2005, 2007; see Fig. 1).

This paper is an attempt to close this gap between drivers and pressures related to biodiversity by presenting a conceptual model (Section 2) based on DPSIR and the socioeconomic metabolism approach (Ayres and Simonis, 1994; Fischer-Kowalski, 1998; Fischer-Kowalski and Hüttler, 1998; Martinez-Alier, 1999; Weisz et al., 2006). The utility of the conceptual model is then tested using data and information from three European long-term socio-ecological research (LTSER) platforms (see Fig. 2). These research platforms were established within the LTER Europe network (www.lter-europe.net) and the framework of A Long Term Ecological Research Network (ALTER-Net). ALTER-Net is a network-of-excellence project within the 6th framework programme of the European Commission. LTSER platforms were designed as a research infrastructure to support integrated socioeconomic and ecological research and monitoring of the long-term development of society-nature interaction within the context of global environmental change (Haberl et al., 2006b). LTSER platforms usually comprise hundreds to thousands of square kilometres, a sizeable population and considerable gradient of land-use intensity. In Europe, around 11 LTSER platforms have been established to investigate and foresee the

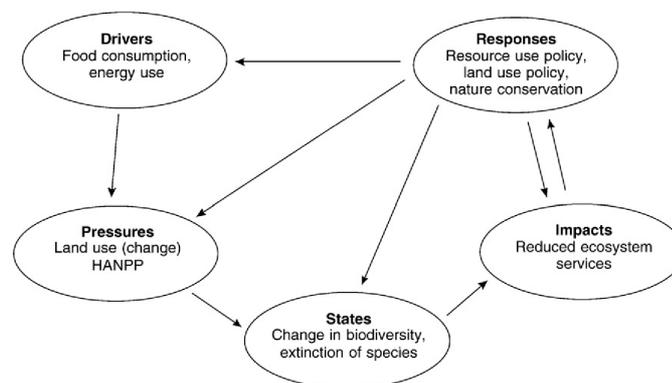


Fig. 1 – The drivers–pressures–states–impacts–responses (DPSIR) framework applied to biodiversity. For example, consumption of food, bio-energy or other kinds of biomass implies that natural ecosystems are replaced with agro-ecosystems (land use), resulting, among others, in a reduction of biomass availability in ecosystems (HANPP) and other pressures on biodiversity. Land use therefore results in a changed state, i.e. a change in biodiversity and maybe the extinction of species. This in turn may affect ecosystem services, i.e. result in an impact on society. Society responds with a variety of policies aimed at changing patterns of resource consumption, land use or nature conservation. Sources: Modified after EEA (2005) and EEA (2007).

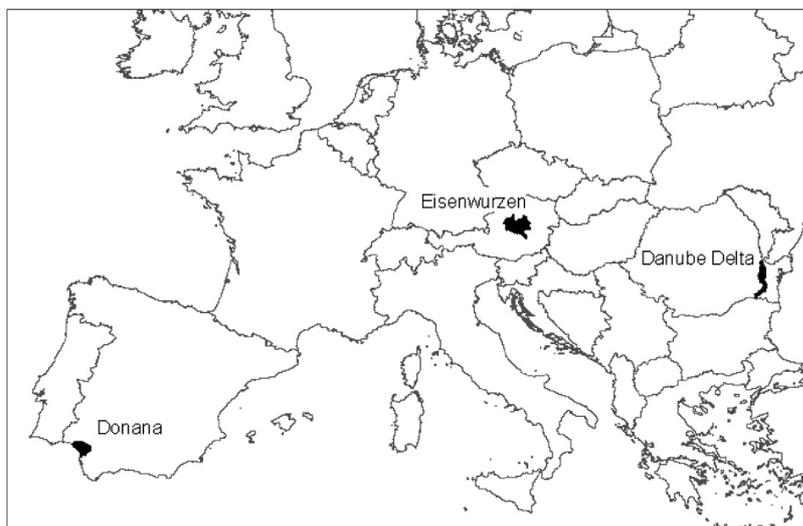


Fig. 2 – Location and limits of the three LTER platforms Donana (Spain), Eisenwurzen (Austria) and Inner Danube Delta (Romania).

evolution of that interaction according to a defined set of ecological and socioeconomic themes (Ohl et al., 2007). Three LTER platforms, the Danube Delta Wetland System in Romania (Section 3), the Doñana in Spain (Section 4), and the Eisenwurzen in Austria (Section 5) allow for a feasibility check of the model with respect to appropriateness of the general model structure, data availability and research needs. Section 6 presents an empirical analysis of the interrelation between land-use intensity, measured as HANPP, the “human appropriation of net primary production” (Haberl et al., 2007a), and avifauna diversity in the Eisenwurzen. Section 7 discusses and concludes the preceding material.

2. A conceptual model of socioeconomic biodiversity drivers and pressures

Our model is intended to serve as a conceptual framework for analyzing the links between socioeconomic activities and biodiversity change. It seeks to help closing gaps in our understanding of interrelations between drivers, pressures and impacts in the DPSIR scheme. It also seeks to support the development of algorithmic (mathematical) models of these interrelations and structure monitoring, research and databases in order to improve our understanding of socioeconomic drivers of biodiversity change.

It is almost impossible (and probably not too useful) to try and establish a comprehensive list of human activities that affect biodiversity. It would be almost endless. Instead, we here present a scheme of main categories of biodiversity pressures based on a review of the relevant literature (e.g., Biggs et al., 2007; Chapin et al., 2001; Delbaere, 2002; EEA, 2007;

Haberl et al., 2007b; Heywood and Watson, 1995; Sala et al., 2000; Spangenberg, 2007; Scholes and Biggs, 2005) and discuss their relations to the MEFA framework (Table 1). This overview underlines the point made recently by Spangenberg (2007, pp.151ff) that all major pressures on biodiversity are more or less directly linked to human use of resources such as

Table 1 – The interrelations between main pressures on biodiversity and resource flows as assessed in the MEFA (material and energy flow accounting) framework

Main categories of pressures on biodiversity	Parameters/flows accounted for in the MEFA framework
Direct impacts of exploitation (e.g., hunting or poaching of rare/endangered animals, collection of rare/endangered plants)	Domestic extraction of biomass NPP_h , ... an important component of HANPP
Habitat loss and fragmentation due to land use (change)	Land demand, HANPP
Intentional and unintentional release of chemicals (fertilizers, pesticides, pollutants)	Outflows from socioeconomic metabolism (part of the “Domestic Processes Output”, DPO, as accounted for in Material Flow Analysis MFA)
Introduction of alien species	Related to trade flows as accounted for in MFA (e.g., import/export of living animals and biomass)
Climate change	Results to a large extent from fossil fuel combustion (accounted for in MFA and Energy Flow Analysis, EFA)
Sources: see text.	

materials, energy or land. We conclude that a modification of unsustainable socioeconomic trajectories would not only result in a reduction of biodiversity pressures, but could also help to meet other environmental and sustainability objectives. This phenomenon has been denoted as “mainstreaming biodiversity protection” in other policy fields (Spangenberg, 2007).

Table 1 also demonstrates that scaling issues are extremely important when trying to understand socioeconomic biodiversity pressures and drivers on a regional level. According to their purpose, LTSER platforms are large enough to comprise a sizeable human population as well as significant gradients in patterns and intensity of human use of ecosystems, i.e. they are defined at a regional (landscape) scale (Haberl et al., 2006b; Hasenauer et al., 2007; Mirtl and Krauze, 2007). They are too large to apply an “integrated monitoring” approach based on measurements and observation (Zechmeister et al., 2007). A combination of modelling methods based on GIS, remote sensing, statistical and survey data as well as measurement and observation data is therefore required. At the same time, LTSER platforms are small enough for environmental effects of their population beyond their boundary usually being very important. For example, a considerable percentage of the food eaten by humans within a defined area sized 100–10,000 km² anywhere in Europe will usually stem from agricultural activities outside that area. The production of that food therefore mostly affects biodiversity and ecosystems elsewhere. The reverse is often true as well, as a region of that size may also be a significant exporter. This makes it all but straightforward to decide to which socioeconomic system the ecological effects associated with food production should be attributed.

At the same time, impacts on the ecosystems within a region that primarily or even exclusively result from socioeconomic systems beyond its boundary may be very important or even dominant (Fischer-Kowalski and Erb,

2003). For example, the inflow of pollutants, airborne or through water flows (e.g., in rivers), may be highly important (see case studies). Climate change affecting biodiversity on a regional scale is also almost independent of greenhouse gas emissions within a region of that size because these emissions are usually negligible compared to global emission totals. On the other hand, greenhouse gas emissions within a region may significantly contribute to that region’s aggregate pressure on biodiversity if biodiversity pressures on a global scale are also taken into account. Shifts between local and global pressures (e.g., translocation of production processes beyond a region’s boundary) must also be considered (Weisz, 2006).

Another important point is that boundaries of LTSER platforms seldom coincide with administrative boundaries. On the one hand this means that the conceptual model presented here can easily be applied to regions of a similar size that coincide with one or several administrative units, at least as far as socioeconomic data are concerned. On the other hand this implies that socioeconomic trajectories within the region under consideration may not only depend on conditions of political or economic framework on higher levels (e.g., the province, the nation state or even supranational entities such as the European Union), they may even be influenced by different provinces or other administrative units if the region cuts across their respective territories.

These considerations were taken into account in forging the conceptual model displayed in Fig. 3. It shows that the main local socioeconomic drivers such as the human population, households, economic activities, technology and local policy are influenced by socioeconomic drivers on other levels. Their behaviour might also reflect attempts to improve the condition of ecosystems or biodiversity on a local level (“responses”). These drivers result in pressures that affect the local environment (“local socioeconomic pressures”). At the same time, these pressures may directly (through

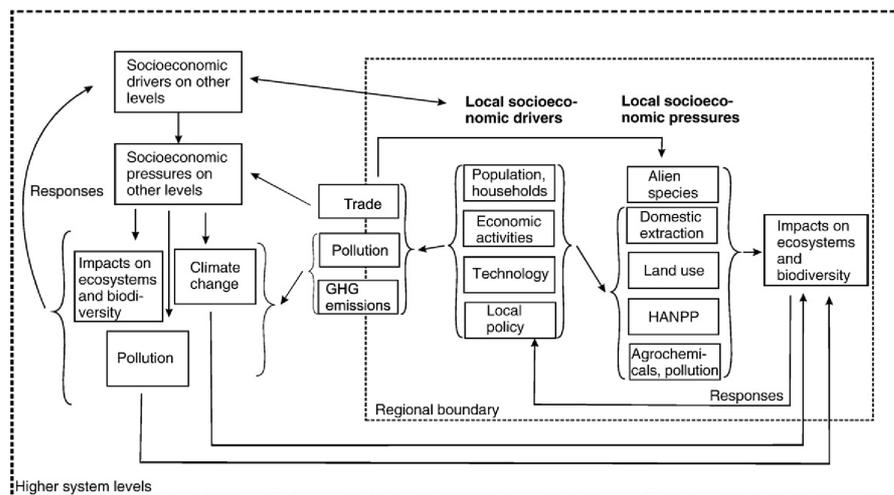


Fig. 3—Socioeconomic biodiversity pressures and drivers — a conceptual model.

pollution and greenhouse gas emissions) as well as indirectly (through trade) contribute to pressures on ecosystems and biodiversity outside the region's boundary. Local ecosystems and biodiversity are also affected by inflowing pollution as well as impacts of climate change.

The use of the socioeconomic metabolism approach, an established conceptual framework of society–nature interaction, was useful to articulate the main categories of pressures on biodiversity with potential parameters and indicators (Ayres and Simonis, 1994; Fischer-Kowalski, 1998; Fischer-Kowalski and Hüttler, 1998; Haberl et al., 2006b; Martínez-Alier, 1999; Weisz et al., 2006; see Table 1). The socioeconomic metabolism approach is based on the notion that society–nature interaction is a process in which a symbolic, cultural sphere (a system of recursive communication that may be denoted as “culture”) interacts with the biophysical sphere; that is, a system of physical objects that interact through flows of energy, substances or materials (Fischer-Kowalski and Weisz, 1999).

For example, a change in the price of crude oil (a potent communicative signal) is able to influence the quantities of different types of oil products used in a country and thus change its socioeconomic metabolism, i.e. the import or domestic extraction of crude oil, its distribution through pipelines or on ships, its transformation in refineries, its combustion and the resulting wastes and emissions. This interaction is complex: A notable oil price change shapes myriads of different decisions and communicative processes including media reports, dinner conversations and cost-benefit assessments. Thereby, it affects uncountable individual human actions, from the decision to cycle to work instead of using a car to investment decisions in favour of energy-saving technologies or even settlement or industrial development plans that ultimately affect a variety of resource flows and emissions. Many other socioeconomic drivers act much more subtly or are less well understood than oil price changes. For example, changes in family structures or working time regulations may also affect resource use patterns (Schor, 2005). Nevertheless, the concept to focus on interrelations between well-understood indicators used traditionally in the social sciences and in economics and biophysical stocks and flows associated with human activities has proven to be useful in guiding interdisciplinary studies of society–nature interactions that are relevant to sustainability (Clark and Dickson, 2003; Kates et al., 2001).

The metabolism approach has been seminal in generating tools to assess and monitor biophysical dimensions of socioeconomic change (Cleveland et al., 2001; Daniels and Moore, 2001; Daniels, 2002; Fischer-Kowalski, 1998; Fischer-Kowalski and Hüttler, 1998). The notion of a MEFA (“materials and energy flow analysis”) framework was introduced as an attempt to systematize the accounts along the main dimensions of socioeconomic resource use: (1) materials, (2) energy and (3) land (Haberl et al., 2004a; Krausmann et al., 2004):

1. Material flow analysis (MFA) is an accounting system to trace socioeconomic flows of materials from domestic extraction and import to export and emissions. It can also be used to establish consistent time series of important MFA-derived indicators (Eurostat, 2001; Weisz et al., 2006).

2. Energy flow analysis (EFA) is an accounting method for socioeconomic energy flows. It is based on usual statistical data and conventional energy balances that are extended by additional accounts (above all of biomass) in order to be consistent with MFA and applicable in different societal contexts (Haberl, 2001a,b, 2006a).
3. The land area needed for a society's resource consumption may be accounted for by calculating its “actual land demand.” This indicator is conceptually related to the ecological footprint (Wackernagel and Rees, 1996). Contrary to conventional ecological footprint accounts, the indicator “actual land demand” considers actually used hectares without application of weighting factors (Erb, 2004). The “human appropriation of net primary production” (HANPP) is useful to gauge the intensity with which that land is used (Haberl et al., 2001, 2007a). HANPP analyzes changes in the availability of trophic energy (biomass) in ecosystems resulting from land conversion and harvest. HANPP is a measure of socio-ecological material flows.

Additional accounts, including analyses of socioeconomic or socioecological carbon, nitrogen or phosphorous flows and indicators based on the ecological footprint approach can complement the MEFA framework.

The following sections analyze drivers, pressures and states of biodiversity in the three case studies, thus allowing for a feasibility check of the conceptual model. We provide useful insights into (i) the role and value of the inter- and transdisciplinarity research on socio-ecological systems; (ii) establishment and further development of integrated research platforms; (iii) critical analysis and synthesis of knowledge on biodiversity as affected by socioeconomic drivers; (iv) identification of the data and knowledge gaps and, (v) extending the research and monitoring agenda.

3. Case study 1 — the Danube delta, Romania

The Inland Danube Delta-Socio Ecological System is characterized by a network of branches of the Danube river. The region with a size of approximately 3200 km² extends along a river stretch of 215 km, between 150 and 365 km upstream from the Black Sea Coast and, between the Southern Romanian Plain, and the Dobrogean Plateau. The LTSER platform includes a particular type of local socio-ecological system that belongs to a hierarchy of socio-ecological systems located in the Danube River catchment (Fig. 2 and Figure S1, supporting online material). The case study builds upon research of the Department of Systems Ecology and Sustainability, University of Bucharest, that integrates a large bulk of ecological and biological data collected by different research teams from 1900 to 1970 as well as databases produced by long-term ecosystem research carried out after 1970 by a network of experts from a group of six universities and research institutes.

The reference configuration and functional regime of the Inland Danube Delta-Socio Ecological System goes back to the beginning of the 1950s, when the area was inhabited by ~440,000 humans. 53% of the total population lived in two medium

Author's personal copy

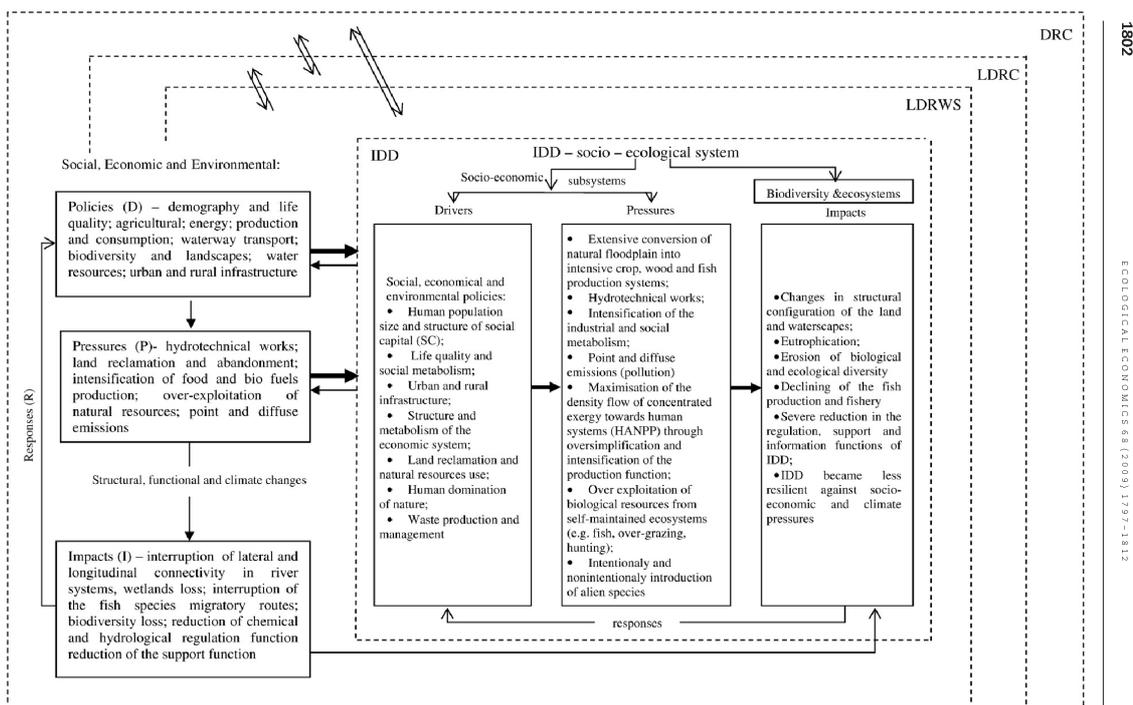


Fig. 4– Social and economic drivers and pressures on biodiversity and ecosystems in the Inland Danube Delta (IDD) socio-ecological system (LTSEr platform) and its relationships with that from higher hierarchical levels. - - - - - boundaries between hierarchical socio-ecological systems established at: DRC/Danube River catchment; LDRC/Lower Danube River Catchment; LDRWS/Lower Danube River Wetland System. The left side compartments contains the major types of drivers and pressures and major categories of effects, which differs qualitatively and quantitatively among the identified socio-ecological Systems.

1302

ECOLOGICAL ECONOMICS 8 (2009) 1297–1312

(~120,000 inhabitants) and one small (<20,000 inhabitants) cities, the remaining 47% of the population in over 70 villages. 65% of the economically active population were employed in primary economic sectors, mainly agriculture and fishery, 25% in food processing and manufacturing sectors and 10% in tertiary sectors, in particular trade and waterway transport (Vadineanu, 2008). Before the campaign for agricultural land reclamation that started in the late 1950s, the inland delta contained a large number of shallow lakes, ponds and marshes, linked to each other by river arms or man-made channels. This network covered almost 40% of the total surface of the inland delta. Another 40% of the area used to be flooded for 3–7 months per year and the remaining 20% of the area for a couple of weeks per year (Antipa, 1910; Vadineanu et al., 2003).

These temporarily flooded areas provided a wide range of excellent habitats for spawning, breeding, nesting and feeding of a large number of fishes (>60 species) and birds (>150 species) as well as habitats for more than 1680 plant species and a total of 3800 animal species. The area included very productive wet grasslands and alluvial forests. The variation in the river's hydrologic pulse and the corresponding duration of floods allowed the local population to practice extensive and traditional crop production (e.g., corn and vegetables) and animal raising (mostly cattle, horses, sheep and pigs). Under natural and semi-natural conditions, the Inland Danube Delta ecosystems were able to provide annually to the local socio-economic system significant and diverse biological resources such as 8–10 kilotons per year (kt/yr) of fish yield (1 kt = 1,000 tons = 10^3 t), 30–60 kt/yr of cereals and vegetables and 4–5 kt/yr of livestock-derived products. The ecosystems were also able to deliver the amount of timber, reed and reed mace required by the local population for heating and cooking, construction and as manufacturing materials.

Preliminary results derived from the analysis of historical data, according to the conceptual model (Fig. 3) and the analytical framework shown in Fig. 4, leads to the following characterization of the reference configuration of the Inland Danube Delta–Socio Ecological System: (i) a high degree of complementarity between local socioeconomic metabolism and major ecosystem and landscape functions, e.g. over 50% of the region's total supply with resources and services was delivered by the local natural capital, and less than 10% of the total amount of exergy (high quality energy content of the biomass which reflects the useful work that can be performed) accumulated by primary producers (NPP) was directly or indirectly diverted towards humans (Vadineanu et al., unpublished data) and (ii) a strong resilience against local and catchment-wide socioeconomic drivers and pressures and the hydrological pulse of the Danube river. The structural configuration of the inland delta in the 1950s also enabled the LDRWS to deliver significant regulatory services. The flood detention capacity equivalent of the Inland Danube Delta was estimated at 5–9 km³, the nitrogen retention and release capacity 25 kt/yr, and the phosphorous retention capacity approximately 1.6 kt/yr (Vadineanu et al., 1998, 2003; Vadineanu and Postolache, 1998).

After World War II, national policy focused on changing the formerly private ownership of land and built capital into state and “collective” ownership (1947/1959) and on chan-

ging the former rural and agriculture-based economy and society into an industrialized or technology-based economy and urban society. This policy also heavily affected local and sub-regional policies. A major result was the emergence of strong pressures on ecosystems that led to massive changes in natural capital until the late 1980s. The local population size almost doubled and reached a level of 820,000 inhabitants in 1989. Urban population increased strongly and was mostly employed in secondary (54%) and tertiary economic sectors (17%). The local economy changed due to massive industrialization, including heavy industry, e.g. ferrous metallurgy with a capacity of 8 million tons per year (Mt/yr), large-scale pulp and paper production, plastic production, construction of large maritime ships, hydraulic machines, furniture, textiles and food products as well as intensive agriculture (crop and meat production). These transformations were accompanied by a massive development of urban and industrial infrastructures and resulted in large yearly waste flows.

The effects of these changes on the local level, as well as downstream in the coastal Danube Delta and Black Sea ecosystems, were amplified by long distance effects of drivers and pressures from higher hierarchical levels (Fig. 4). Some of these pressures are well-documented (e.g., ecosystem conversion, emissions), while others are in an early stage of investigation. Main structural and functional changes in the Inland Danube Delta as well as elsewhere in the LDRWS have been analysed after 1990. It was found that 50% of the area of the formerly diverse natural ecosystems of the LDRWS and 80% of the area of the Inland Danube Delta were converted into agricultural land (Vadineanu and Cristofor, 1994, 2001; Vadineanu and Postolache, 1998; Vadineanu, 2007). These changes in their structural configuration brought the systems into a new functional regime that is vulnerable to the intensification of human pressures and to extreme weather events (e.g. floods, droughts). Our most recent estimations suggest that around 70% of the region's total NPP was directly used by humans as intensively cultivated crops and livestock (Vadineanu, unpublished data). Fish catches fell below 1 kt/yr. The nutrient retention capacity fell below 5 kt N/yr and 0.25 kt P/yr. The flood detention capacity is now estimated to be around 1.8 km³ of water. The support function for biological diversity has also dramatically diminished due to habitat fragmentation and destruction, food availability and eutrophication (Vadineanu et al., 2001; Vadineanu, 2007; Bacalbasa-Dobrovici and Patriche, 1999).

The current data and knowledge base provides the basic information for policy and management targets such as biodiversity conservation, ecological restoration and Local Agenda 21. The local Agenda 21 includes specific strategies and programmes, elaborated by the local authorities in cooperation with all stakeholders. These programmes aim to address the full list of critical problems and solutions concerning the relationships between environment and development at the local scale (e.g. municipality, county, region) and to promote sustainable development (United Nations Conference on Environment and Development, 1993). However, the data quality is different with respect to biodiversity, natural, socioeconomic structure and metabolism and the related drivers and pressures.

4. Case study 2 — Doñana, Spain

Protected in 1968, the Doñana National Park (537 km²) is a UNESCO Biosphere Reserve, a Ramsar Site and a Natural World Heritage Site. It contains the largest wetland in Western Europe (García-Novo and Marín Cabrera, 2005), an intricate matrix of marshlands (270 km²), phreatic lagoons, a 25 km-long dune ecosystem with its respective shoreline and representative Mediterranean terrestrial plant communities (Fig. 2 and Figure S2, supporting online material). Conservation objectives include the preservation of (i) critically endangered species (e.g., the Iberian Lynx, the Spanish Imperial Eagle and the Marbled Teal), (ii) of the abundance of waterfowl, and (iii) of Mediterranean wetlands and terrestrial ecosystems. Doñana is both a critical stopover site for Palearctic birds migrating to Africa and an important overwintering site for waterfowl. Inside the protected land, the main three ecosystems sustain more than 1550 species of vascular plants, 900 arthropod species, up to 400 breeding and migratory bird species, 38 mammal species, 72 species of fishes and 40 reptile and amphibian species. The Doñana marshes have a typical Mediterranean climate. The hydrological cycle starts in September and usually reaches the maximum inundation levels during the end of boreal winter, mainly driven by the rainfall regime. In late spring, evaporation becomes the most important factor in the water balance and the marshes dry up slowly to complete emptiness by the end of July. At this time, aquifer plays an important role to maintain humidity (Grimalt et al., 1999). As for most continental wetlands, inter-annual variability is basically driven by meteorology.

The Doñana LTSER platform comprises both the protected area and the surrounding territories (2736 km²), where a complex landscape matrix composed by rice fields, fisheries, irrigated crops, berry greenhouses, vineyards, olives and pine afforestations hold the tributary streams that pour their water

to the fluvial marshland, the main figure of the Doñana. The surroundings of the Doñana hold over 180,000 permanent inhabitants. More than 60% of the employment is in agriculture and another 25% in service sectors (mainly tourism). Since the preservation of Doñana was initiated by Dr. J. A. Valverde in 1964 (when the Doñana Biological Reserve was acquired by CSIC), socioeconomic drivers have continuously counteracted preservation efforts. Even today, many underlying socioeconomic pressures are still critical to the success of conservation. The need to clearly understand the main links between socioeconomic drivers and impacts on biodiversity for every ecosystem at this LTSER platform is thus urgently felt by conservationists.

Fig. 5 shows main socioeconomic drivers and pressures in the Doñana LTSER platform and their impacts on biodiversity (EEA, 2005, 2007). There is a global agreement on the need to include socioeconomic indicators in conservation planning, a goal that is currently pursued through the implementation of a conceptual model (Martín-López et al., 2007). So far, local socioeconomic drivers and pressures have been addressed by different stakeholders and policies (responses) that are implemented with the goal of managing biodiversity and maintaining resilience. However, much less is known about links with other drivers at different scales or levels that should be identified for the Doñana LTSER platform. The marshes in the Doñana have undergone strong human-induced changes throughout the last century as a consequence of desiccation for agricultural land, redrawing of stream channels as well as biodiversity conservation and protection measures against the recent mineral waste spill (Pain et al., 1998). Overall, the marshlands that covered approximately 1,500 km² at the beginning of the 20th century (Casado and Montes, 1991) shrunk to their current area of 270 km², i.e. a 82% loss in area. In addition, tidal influence, one of the main inundation drivers prior to human intervention, was also limited by the construction of a wall along the margin of the Guadalquivir River (Figure S2).

		Pressures							
		Fragmentation /Connectivity	Modified runoff regime	Erosion / Sedimentation	Aquifer overexploitation	Water Eutrophication	Water Pollution	Roads	Alien ssp / pathogens
Drivers	Traditional farming		X	-		+	++	X	
	Intensive farming	X	X	+	X	++	++	X	X
	Ecologic farming	X	X	+	X	-	-	X	
	Householding	X			X	++		X	
	Tourism Facilities	X			X	++		X	
	Fluvial Shipping			X					X
	Industries / Mines	X		X			X	X	
		Loss of ssp population viability	Effects on waterfowl breeding	Habitat loss and change	Loss of Wetlands and BD	Toxical algal blooms / Birds outbreak	BD loss / mortality events / drop of breeding success	Population isolation / Increased mortality of threatened ssp	Competence with native ssp / Trophic readjustments / Mortality of key-ssp
Impacts on Biodiversity (BD)									

Fig. 5 – Most relevant drivers, pressures and impacts present in Doñana LTSER platform according to the DPSIR framework. Marked cells indicate known interaction among driver and pressure leading to an impact on biodiversity. Labels inside the cells indicate available data on strongly positive (++) , positive (+) or negative (-) links, while cross cells (X) reveal data gaps.

Another dramatic change was a major toxic spill in April 1998. This toxic waste spill triggered the development of an ambitious restoration project called 'Doñana 2005' with a budget of some 140 million Euro. Its main goal is to recover the quantity and quality of tributary waters entering the wetland following adaptive restoration (Lee, 1993; Holling and Allen, 2002). This effort, initiated and implemented by various administrative stakeholders, is intended to recover ecosystem services provided by the Doñana marshlands as a response to the biodiversity loss of the last decades (Chans and Díaz-Delgado, 2005). One of the various proposed restoration actions seeks to return the secular tidal influence to the marshlands by removing the artificial wall along the right bank of the Guadalquivir river. This decision was taken despite potential risks of new contamination episodes or spreading of invasive species (e.g. *Spartina densiflora* so far confined to the Guadalquivir margin; Nieva et al., 2003; Castillo et al., 2000).

For surface waters, the most important knowledge gap is the lack of information on historical inundation patterns, both spatially and temporally, and their relationships with natural variability or anthropogenic modifications. Details of the inundation processes, such as inter-annual and seasonal variation, as well as the influence of human interventions, have been demanded by decision-makers in order to develop a scientifically-based management for the Doñana marshes. So far, hydrological management has been conducted on an "event-reaction" basis, leading to temporary solutions that later often triggered new problems. Understanding how marshland is influenced by human transformations, while responding to the annual variability of rainfall, is crucial to foresee trends by using as indicators annual inundation and hydro-period, i.e. the number of days during which an area is flooded within the flooding cycle (from 1st September to 31st August). Marshland biodiversity will benefit from measures taken based on improved data on the pattern and length of inundation times, because flooding strongly influences plant communities, and the availability of flooded-area fringes increases breeding success of threatened waterfowl species.

The Common Agricultural Policy (CAP) of the European Union has also become a powerful driver of landscape dynamics since Spain was confronted with the first CAP pillar that was devoted to increasing production and productivity. Later, between 1992 and 1999, agro-environmental measures aimed to promote rural development and the integration of environmental concerns. Recent appraisals of the interrelations between CAP and biodiversity in Alter-Net project have revealed critical points in the Doñana (Díaz-Delgado & Baudry, unpublished data): Traditional farming is being progressively abandoned and greenhouse farming and rice paddies have become the most productive crops, often subsidised by CAP payments as ecological farming, even though high yields are reached through uncontrolled groundwater pumping. Growing land demand for intensive farming has also led to increased landscape fragmentation, connectivity loss and changes in stream networks that are modifying erosion/sedimentation regimes (García-Novo et al., 2007).

Shipping on the Guadalquivir River has also been a major pressure for the estuarine ecosystems linked to the dynamics

of the Doñana marshlands. Major impacts from shipping include the increased risk of the introduction of alien species and erosion effects on the banks of the Guadalquivir River. Today, the River faces a new challenge by an ambitious project to deepen the bottom lane in order to increase the number and size of ships that can reach Sevilla harbour. Such projects clearly need scientific appraisal. Groundwater sources from the main aquifer are also critical as they provide freshwater for the irrigation of rice fields, greenhouse crops and tourism facilities. Uncontrolled increases of withdrawals have resulted in unpredictable behaviour of aquifer dynamics (Suso and Llamas, 1993). Therefore, many of the phreatic wetlands in the area have vanished or reduced their hydroperiod as a consequence of the main drop of water table due to pumping, mainly for irrigations (Custodio, 2002). Gross estimates assign to rice fields an illegal groundwater use of about 12 million m³ per year i.e. 17% of total abstractions. The annual recharge amounts to 250 million m³.

At present, first attempts to quantify main ecosystem services provided by Doñana LTSER platform are being carried out, but single economic valuation remains insufficient to reveal socioeconomic benefits from biodiversity unless cultural habits and social perception is taken into consideration (Martín-López et al., 2007). Seaside mass tourism started by the end of the 1960s, and the tourist population may surpass 200,000 visitors per summer season. Groundwater pumping for urban water supply (strongly affected by tourism) amounts to approximately 3.2 million m³ per year. Records of water tables show that characteristic temporary dune ponds inside the Park are already being affected by this abstraction regime. In essence, the Doñana LTSER platform offers a high biodiversity that is of immense attraction and benefit to several socioeconomic activities in the region that are, however, causing significant ecological pressures that in turn threaten this biodiversity.

5. Case study 3 — Eisenwurzen, Austria

The Eisenwurzen is a region with a long history but fuzzy boundaries (Mejzlik, 1935), defined rather by the cultural identification of the local population than by natural characteristics (Heintel and Weixlbaumer, 1998, 1999; Roth, 1998). It lies in the borderland of the federal provinces of Upper Austria, Lower Austria and Styria, and the LTSER platform Eisenwurzen is currently being developed there. The delineation of the LTSER platform is based on socioeconomic and scientific criteria as well as criteria of cultural identification according to which 99 municipalities (Fig. 2 and Figure S3, supporting online material) with its boundaries were defined, resulting in a total area of approximately 5740 km². About 80% of the LTSER platform belongs to the eastern part of the Northern Alps, 11% to the adjacent Northern Alpine Foothills and the remaining 9% in the south to the Central Alps. Altitudes range from 210 to 2,496 m ASL with an average of 842 m ASL. The climate is continental with an annual precipitation ranging from 950 mm to 1570 mm and annual mean temperatures between 7.6 and 8.8 °C. Temperature decreases and precipitation increases with altitude, i.e. from north to south, and it is warmer and less humid in the east

than in the west. The geology is dominated by limestone and flysch. The Eisenwurzen region includes large woodlands covering 64% of the area, particularly in higher regions, predominantly coniferous and mixed forests. Agricultural areas — meadows and pastures (13%) as well as arable land (6%) — are mostly situated in the valleys. A range of semi-natural and natural habitats of high nature value covers 11% of the area, including heath land, rocky outcrops or water bodies (data source: CORINE LandCover 2000). The LTSER platform Eisenwurzen has about 305,000 inhabitants, i.e. population density (53 cap/km²) is lower than the Austrian average.

In the 12th century, iron ore mining set off, reaching its peak in the 16th century, when the region contributed 15% to the European iron production (Sandgruber, 1998). During the centuries, the whole region was characterised by a complex interaction of mining, metallurgy and agriculture supplying the hinterland. This involved the need for large amounts of timber for metallurgy (char burning) as well as building riverrafts for iron transport (Heintel and Weixlbaumer, 1998). Food supply for the large number of industrial workers and energy supply for industries was a major challenge for agriculture and forestry and a main driver of environmental changes. At the turn between the 17th to the 18th century, food was mainly imported into the area. High energy demand resulted in widespread deforestation. As rivers were used for transport and hydropower use, production sites were mainly located in the valleys. The forests surrounding these areas were used as a source of energy and material. Infrastructure in terms of roads for industrial activities and trade were provided by the state. Around 1930, a high demand for roads due to the increase of automobiles and public transport on the roads arose. Relocation of the roads with larger curve radius again altered the landscape (Kreuzer, 1998).

In the 1850s, the decline of the industry in the Eisenwurzen set off due to a Europe-wide economic crisis, technical

improvements within the English metallurgy, and the difficulties in restructuring the production from decentralised small-scale business to mass production. This resulted in unemployment, pauperisation and depopulation of large parts of the Eisenwurzen (Sandgruber, 1998). The need for timber also declined and woodlands began to recover, in particular at higher altitudes. Afforestation and shrub encroachment are the first steps of landscape change. Studies from the area show the process of land abandonment and the different responses of vegetation to invasion and shrub encroachment (Dullinger et al., 2004; Dirnböck and Dullinger, 2004). The National Parks within the Eisenwurzen region are even facing challenges due to land abandonment. Within the agricultural sector, two opposing trends can be observed: Marginal areas experience rapid afforestation and land abandonment, whereas land-use intensity increases in flat areas, partly driven by increased crop demand due to the promotion of bio-fuels.

Today, tourism, agriculture and forestry are the region's main economic bases. Tourism in the alpine region is highly dependent on the region's accessibility. After 1948, the number of tourists increased due to the construction of roads, train connections, hiking paths and ski lifts (Dutzler, 1998), thus putting new pressures on the biodiversity in the Eisenwurzen. Beyond the local socioeconomic drivers, the region is also affected by external drivers (Fig. 6). Changes in socioeconomic conditions largely external to the region, such as national and supranational regional and agricultural policies, alteration of subsidy schemes, changes in prices of energy or agricultural products and many other socioeconomic trajectories (e.g., migration, economic growth, development of tourism, bio-energy policies) affect the Eisenwurzen's socio-ecological systems. A recent project has analysed the region's strengths and weaknesses with respect to sustainability (Hasenauer et al., 2007). An ongoing

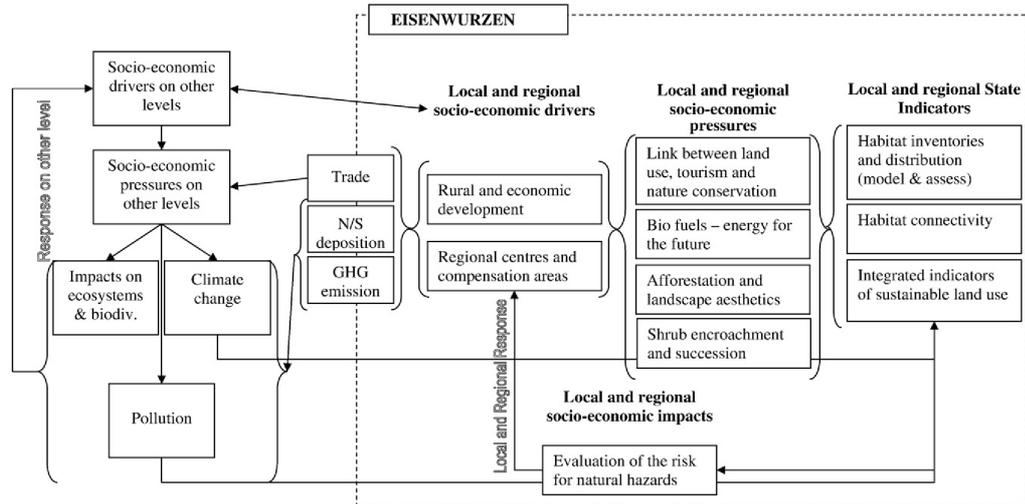


Fig. 6—Social and economic drivers and pressures on biodiversity and ecosystems in the Eisenwurzen socioecological system (LTSER platform).

transdisciplinary project is currently using the databases made available through the LTSEr platform to construct an integrated model of one of the Eisenwurzen's municipalities, Reichraming (Figure S4, online). This model can simulate socio-ecological trajectories resulting from decisions of actors, land-use change and socioeconomic and ecological material and energy flows dependent on changes in external social, political and economic conditions (e.g. CAP subsidies). This integrated model could be extended to include major ecological components relevant to biodiversity, such as landscape structure or indicators such as HANPP (see next section).

The dependence of the Eisenwurzen on forestry, agriculture and tourism as main sources of income makes it vulnerable to climate change. Species adapted to living in high mountain areas are at risk of losing their ecological niches and going extinct, with negative effects on native species richness (Grabherr et al., 1994; Pauli et al., 2003). In combination with other pressures, this could affect the composition of habitats and ecosystems and therefore also the character of the landscape. Climate change increases the risk of disastrous weather phenomena, as mountain areas are vulnerable to periods of persistent heavy rainfall or snowfall that result in the flooding of settlements and agricultural land in the valleys and endangerment by mudflows and avalanches. Nitrogen and sulphur emissions increased dramatically during the second half of the 20th century and caused excess deposition of N and S in natural and semi-natural ecosystems. Excess N deposition causes soil eutrophication and the increase of S deposition results in a significant, but soil-specific, recovery from acidification. Detected trends of soil properties were not unambiguously reflected in changes of forest floor vegetation (Dimböck et al., 2007).

Acknowledging occurring changes of the natural environment stemming from centuries of intensive mining and industrialised manufacturing, and more recently, tourism and intensive farming, supports the assumption of the conceptual model (Fig. 3). In order to gain more insight into drivers, pressure and their effects, researchers and regional developers involved in the LTSEr platform have developed a catalogue of structured questions that relate to the region and its ecological and socioeconomic conditions (see Table S2, supplementary online material and Fig. 6). The research fields addressed can be clearly structured into socioeconomic drivers and pressures as well as the state and impact following the DPSIR approach.

6. HANPP and biodiversity in the Eisenwurzen

One assumption behind the conceptual model presented above is that socioeconomic material and energy flows are relevant for biodiversity, thus suggesting that the analysis of the interrelations between biophysical flows and socioeconomic factors is a promising research strategy to improve our understanding of socioeconomic biodiversity pressures and drivers. Biomass use is a prominent component of socioeconomic metabolism (Weisz et al., 2006), and its extraction implies the use of land for agriculture and forestry, its relation to biodiversity is particularly plausible.

Land use induces considerable changes in patterns and processes in ecosystems, among others in the flow of trophic

(nutritional) energy. The human appropriation of net primary production (HANPP) is an indicator of the intensity with which human activities affect trophic energy flows in ecosystems (Haberl et al., 2001, 2007a). Net primary production (NPP) is the net amount of primary production after the costs of plant respiration (the energy needed for the plant's metabolism) are included; it equals the amount of biomass produced per year. HANPP is the fraction of NPP appropriated by humans and has been used to assess the human domination of Earth's ecosystems (Vitousek et al., 1997). We define HANPP as the changes in the availability of NPP in ecosystems resulting from (i) alterations of the productivity of vegetation resulting from land use and (ii) extraction of NPP from ecosystems through biomass harvest (Haberl, 1997). HANPP is the difference between NPP_0 , the NPP of potential vegetation (Tüxen, 1956), and NPP_t , the part of the NPP of actual vegetation (NPP_{act}) remaining in ecosystems after harvest (NPP_h).

Ecological theory, in particular the species-energy hypothesis discussed below, suggests that HANPP should be relevant for biodiversity. Biomass is the mass of living or dead organisms present in a system. The concept of trophic-dynamic processes in ecosystems (Lindeman, 1942) is an abstract notion for organisms coming into being, growing, and dying. This process is fuelled by various metabolic processes taking place within and between organisms. Energy enters organisms above all through two processes: photosynthesis and ingestion of dead or living organisms or parts thereof. Human-induced changes in this process affect patterns (including biodiversity), processes, functions, and services of ecosystems almost by definition. But how exactly are biodiversity, resilience, or other properties of ecosystems related to HANPP? Attempts to tackle this question were based on the so-called species-energy hypothesis that postulates a negative effect of HANPP on species richness (Wright, 1990). The species-energy hypothesis (Hutchinson, 1959; Connell and Orias, 1964; Wright, 1983) suggests that more available energy should allow more species to coexist, resulting in a positive relation between energy availability and species diversity. It implies that the number of heterotrophic species present in an ecosystem is related to the amount of energy remaining in the system, i.e., NPP_t , because this is the amount of energy potentially available for all food chains. According to the species-energy hypothesis HANPP contributes to species loss because it reduces NPP_t (Wright, 1990).

Direct tests of the hypothesis that HANPP reduces species richness have so far not been possible: A reduction in NPP_t should result in a decline of species numbers. To test HANPP as a pressure indicator for biodiversity loss, it would be necessary to test the ability of HANPP to predict species loss (ΔS). In this case, this is not possible because no spatially explicit data on species loss for the region are available. Indirect tests performed so far (Haberl et al., 2004b, 2005) assume that if the current pattern of species richness (S_{act}) is correlated to NPP_t , this can be taken as evidence that a reduction in NPP_t should also lower species richness (Haberl et al., 2007b).

In order to perform such a test for the Eisenwurzen, we subdivided the study region by a raster with a cell size of 1×1 km, resulting in a sample of $N = 5695$ cells. For each cell, the mean NPP_t was calculated, together with other HANPP-related indicators (Haberl et al., 2005). Data on the species richness of

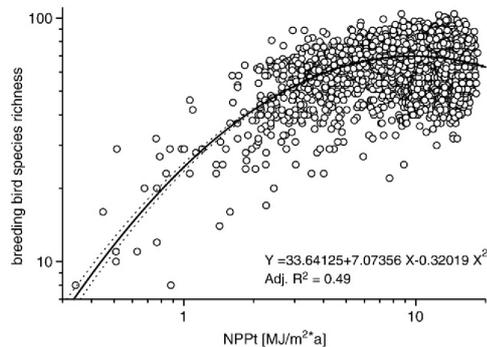


Fig. 7 – Results of the regression analyses between breeding bird species richness and NPP_t in the Eisenwurzen in a 1 × 1 km grid. NPP_t ... Net primary production remaining in the ecosystem after harvest (i.e. trophic energy available each year to all heterotrophic species), BD ... species richness of breeding birds. The regression is significant at a level of $p < 0.01$, $r^2 = 0.49$. Data sources: see text.

breeding birds on the same GIS grid were obtained from a previous study (Haberl et al., 2005). We performed regression analyses to test the relation between NPP variables and breeding bird species richness. We used linear models as well as quadratic models and afterwards the Akaike Information Criterion (AIC; Sakamoto et al., 1986) to decide which model performed better. Fig. 7 shows that we found a highly significant correlation ($r^2 = 0.49$, significant at $p < 0.01$) for a quadratic function between bird species richness and NPP_t, thus supporting results from previous studies that have also indicated strong correlations between NPP_t and biodiversity. The AIC test favoured a quadratic model that predicts a monotonous relation between NPP_t and species richness for most of the NPP_t interval covered by the data. HANPP is an indicator of land-use intensity within the boundary of a study region. It may be extended by calculating the HANPP “embodied” in imports and exports of biomass and biomass-derived products of a region, thus also helping to better understand the impacts of a particular region on biodiversity beyond a region’s boundaries. The dependence of HANPP on socioeconomic activities, in particular on socioeconomic metabolism, as well as on geomorphological as well as climatic conditions can be analyzed based on available data (e.g., Wrška et al., 2004). It is therefore possible to reconstruct past trajectories of HANPP (Krausmann, 2001). The development of models that would allow the computation of future scenarios of HANPP depending on assumptions on socioeconomic and ecological trajectories seems feasible. HANPP could thus become an important element of assessments and models linking socioeconomic drivers and pressures with biodiversity.

7. Discussion and conclusions

The three LTSER platforms used as case studies in this article differ considerably in terms of geography, climate, dominant ecosystems, biodiversity, history, social and economic condi-

tions and political situation. Despite these manifold differences, the conceptual model (Fig. 3) has been useful in structuring data and research efforts to better understand biodiversity pressures and drivers. The above-presented considerations also suggest that socioeconomic and ecological material and energy flows may be highly relevant for biodiversity. In particular, biomass flows through socio-ecological systems seem to be strongly related to patterns in biodiversity (Section 6). We are aware, nevertheless, that further research to corroborate the HANPP-biodiversity relationship would be desirable and that this relationship might be different under other environmental conditions or in other ecosystems.

The case studies also suggest that other major socioeconomic resource flows, such as metals, fossil fuels, are also highly important, either directly through the construction of infrastructures influencing ecosystems at the local scale, or indirectly through their capability to act as drivers of global environmental changes such as climate change. Research aiming at an improved understanding of the interrelations between social drivers such as demographic or institutional changes as well as changes in values, perceptions or preferences, economic drivers such as economic growth or decline, changes in dominant sectors or infrastructures and the related patterns in resource use (material, energy, land) that then, in turn, put pressures on ecosystems and biodiversity will be crucial for progress in the desired direction.

As comprehensive data to support such research are still missing in all three LTSER platforms, we conclude that major efforts would be needed to construct the required databases

Table 2 – Identifying data availability and gaps for the three case studies (No star: no data available, * weak data availability, ** medium data availability, * good data availability)**

Data categories	Danube delta	Donana	Eisenwurzen
Drivers (Local scale)			
Population/ household	***	**	***
Economic activities	**	**	***
Technology used	*		*
Local policies	***	**	**
Trade (import / export)	**	*	*
Pressures			
Alien species	**		***
Domestic extraction	*	*	*
Land use	***	***	***
Human appropriation of NPP	*		***
Pollution caused within the local systems boundary (agro-chemicals)	**	*	*
Pollution caused outside the systems boundary (or at higher levels)	**		***
GHG emissions	*		*
States			
Ecosystem	**	**	**
Biodiversity	***	***	*
Responses	**	**	*

(Table 2). Constructing and maintaining monitoring schemes and other research infrastructures to consistently gather and store data on the large range of relevant parameters — from climate to biotic communities, from economic to demographic, political or social data, from socioeconomic metabolism to biogeochemical cycles and flows — not only over a few years but over decades, and to reconstruct past states of these systems over the last decades or even hundreds of years, presents a formidable challenge involving legal, organizational and, above all, financial aspects. Only the future can tell whether proposals to install the LTSE platforms required for that will be successful.

Another important challenge are the mismatches between the scale(s) on which biodiversity is monitored and analyzed, the scale(s) on which biodiversity is managed, and the scale(s) on which conservation policies are implemented (Dirnböck et al., 2008). An in-depth discussion is beyond the scope of this paper, but the case studies underline the importance of this challenge. For example, inflows of pollutants are major biodiversity drivers in both the Danube Delta Wetland System and the Doñana. Impacts of climate change, also external to the system, have been identified as a major challenge in the mountainous Eisenwurzen LTSE platform. Influences from external socioeconomic trajectories, such as political, economic or social change at national or even international levels, are highly relevant in all three cases. Even within an area as large as the three case studies, bridging the gaps between the scales on which data from field measurements, monitoring facilities such as LTER sites, and socioeconomic and political data sources are assessed may result in considerable challenges (Dirnböck et al., 2008; Haberl et al., 2006b).

The need for inter- and transdisciplinary research (i.e. across scientific disciplines and with stakeholder involvement), is also crucial. All three cases suggest that conceptual models such as that presented in Fig. 3 are decisive as a communicative framework that helps integrating different approaches in a coherent overall picture. The need for formal, i.e. computer-executable models, however, is rising as well, partly due to their capability to anticipate possible future biodiversity change under different assumptions on future socioeconomic trajectories (i.e., scenarios). Moreover, experiences in ongoing research projects discussed above (Section 5) suggest that such models can be helpful in integrating contributions from different disciplines in a consistent way, thus helping to promote the understanding of complex socioecological systems (van der Leeuw, 2004). Innovative models that combine agent-based approaches (McConnell, 2001; Manson and Evans, 2007) with stock-flow modules in a coherent model can be useful in that context. While we do not expect full-blown mathematical models covering all aspects shown in Fig. 3 to emerge in the near future, we nevertheless hope that the conceptual model discussed in this article will at least help to build simulation models of selected important parts of the interdependencies discussed here, to establish databases of available data required for such models, as well as schemes or programmes to monitor or reconstruct the development of important parameters that are at present not (sufficiently) covered. Experiences in the Eisenwurzen suggest that such models are feasible and could be highly

useful in integrating stakeholders in participative research processes, thus also increasing the utility of the research for people living in the respective study regions.

We conclude that LTSE can help in supplying data and knowledge critical to better-informed policy- and decision-making, thus supporting sustainable development. Our analyses suggest considerable data gaps and therefore need for further research and monitoring and may thus be helpful in guiding ways forward to a more integrated scientific agenda to support biodiversity conservation and sustainability.

Acknowledgements

We acknowledge financial support by ALTER-Net, a Network of Excellence funded by the EU within its 6th Framework Programme, by the Austrian Federal Ministry of Education, Science and Culture within the project “LTSE Eisenwurzen” (proVISION). This research contributes to the Global Land Project (GLP, <http://www.globallandproject.org>).

Appendix A. Supplementary data

Supplementary data associated with this article can be found, in the online version, at doi:10.1016/j.ecolecon.2008.11.013.

REFERENCES

- Antipa, G., 1910. Regiunea inundabila a Dunarii — Starea ei actuala si mijloacele de a o pune in valoare (Danube floodplains: current status and means of valorification). Inst. de Arte Grafice Carol Gobi, Bucuresti.
- Ayres, R.U., Simonis, U.E. (Eds.), 1994. Industrial Metabolism: Restructuring for Sustainable Development. United Nations University Press, Tokyo.
- Bacalbasa-Dobrovici, N., Patriche, N., 1999. Environmental studies and recovery actions for sturgeons in the Lower Danube River System. *Journal of Applied Ichthyology* 15, 114–115.
- Biggs, R., Scholes, R.J., ten Brink, B.J.E., Vackár, D., 2007. Biodiversity indicators. In: Hak, T., Moldan, B., Dahl, A.L. (Eds.), *Sustainability Indicators. A Scientific Assessment*. Island Press, Washington, D.C., pp. 249–270.
- Casado, S., Montes, C., 1991. Estado de conservación de los humedales peninsulares españoles. *Quercus* 66, 18–26.
- Castillo, J.M., Fernández-Baco, L., Castellanos, E.M., Luque, C.J., Figueroa, M.E., Davy, A.J., 2000. Lower limits of *Spartina densiflora* and *S. maritima* in a Mediterranean salt marsh determined by different ecophysiological tolerances. *Journal of Ecology* 88, 801–812.
- CBD, 2003. Consideration of the results of the meeting on “2010: The global biodiversity challenge”. UNEP/CBD/SBSTTA/9/inf/9, Convention on Biological Diversity, Montreal, Canada.
- Chans, J.J., Díaz-Delgado, R., 2005. Monitoring and evaluation: the key to the Doñana 2005 restoration project. In: García-Novo, F., Marín Cabrera, C. (Eds.), *Doñana, Water and Biosphere. Doñana 2005, CHG-MMA*, Madrid, pp. 319–326.
- Chapin III, F.S., Zavaleta, E.S., Eviner, V.T., Naylor, R., Vitousek, P.M., Reynolds, H.L., Hooper, D.U., Lavorel, S., Sala, O.E., Hobbie, S.E., Mack, M.C., Diaz, S., 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405, 234–242.

Author's personal copy

1810

ECOLOGICAL ECONOMICS 68 (2009) 1797–1812

- Chapin III, F.S., Sala, O.E., Huber-Sannwald, E. (Eds.), 2001. *Global Biodiversity in a Changing Environment. Scenarios for the 21st Century*. Springer, New York.
- Clark, W.C., Dickson, N.M., 2003. Sustainability science: the emerging research program. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 100, 8059–8061.
- Cleveland, C.J., Stern, D.I., Costanza, R. (Eds.), 2001. *The Economics of Nature and the Nature of Economics*. Edward Elgar, Cheltenham.
- Connell, J.H., Orias, E., 1964. The ecological regulation of species diversity. *American Naturalist* 98, 399–414.
- Custodio, E., 2002. Aquifer overexploitation: what does it mean? *Hydrogeology Journal* 10, 254–277.
- Daniels, P.L., 2002. Approaches for quantifying the metabolism of physical economies: a comparative survey. Part II — review of individual approaches. *Journal of Industrial Ecology* 6, 65–88.
- Daniels, P.L., Moore, S., 2001. Approaches for quantifying the metabolism of physical economies, Part I: methodological overview. *Journal of Industrial Ecology* 5, 69–93.
- Delbaere, B., 2002. *Biodiversity Indicators and Monitoring: Moving Towards Implementation*. European Centre for Nature Conservation (ECNC), Tilburg.
- Delbaere, B., 2003. *An inventory of biodiversity indicators in Europe, 2002*. Technical Report No 92. European Environment Agency (EEA), Copenhagen.
- Dirnböck, T., Dullinger, S., 2004. Habitat distribution models, spatial autocorrelation, functional traits and dispersal capacity of alpine plant species. *Journal of Vegetation Science* 15, 77–84.
- Dirnböck, T., Mirtl, M., Dullinger, S., Grabner, M., Hochrathner, P., Hülber, K., Karrer, G., Kleinbauer, I., Mayer, W., Peterseil, J., Pfefferkorn-Dellali, V., Reimoser, F., Reimoser, S., Türk, R., Willner, W., Zechmeister, H., 2007. Effects of nitrogen and sulphur deposition on forests and forest biodiversity. *Austrian Integrated Monitoring Zöbelboden*. Federal Environment Agency, Vienna.
- Dirnböck, T., Bezák, P., Dullinger, S., Haberl, H., Lotze-Campen, H., Mirtl, M., Peterseil, J., Redpath, S., Singh, S.J., Travis, J., Wijdeven, S.M.J., 2008. Scaling issues in long-term socio-ecological biodiversity research. A review of European cases. *Social Ecology Working Paper No. 100*. Institute of Social Ecology, Vienna.
- Dullinger, S., Dirnböck, T., Grabherr, G., 2004. Modelling climate change-driven treeline shifts: relative effects of temperature increase, dispersal and invasibility. *Journal of Ecology* 241–252.
- Dutzler, A., 1998. *Alpinismus und Fremdenverkehr*. In: *Landeskulturdirektion Oberösterreich* (Ed.), *Land der Hämmer - Heimat Eisenwurzen*. OÖ Landesregierung, Linz, pp. 130–135.
- EEA, 2005. *The European Environment — State and Outlook 2005*. European Environment Agency, Copenhagen.
- EEA, 2007. *Europe's environment. The fourth assessment*. European Environment Agency, Copenhagen.
- Erb, K.-H., 2004. Actual land demand of Austria 1926–2000: a variation on ecological footprint assessments. *Land Use Policy* 21, 247–259.
- Eurostat, 2001. *Economy-wide material flow accounts and derived indicators. A methodological guide*. Eurostat, European Commission, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- Fischer-Kowalski, M., 1998. Society's metabolism. The intellectual history of material flow analysis, Part I: 1860–1970. *Journal of Industrial Ecology* 2, 61–78.
- Fischer-Kowalski, M., Erb, K.-H., 2003. *Gesellschaftlicher Stoffwechsel im Raum. Auf der Suche nach einem sozialwissenschaftlichen Zugang zur biophysischen Realität*. In: Meusburger, P., Schwan, T. (Eds.), *Humanökologie. Ansätze zur Überwindung der Natur-Kultur-Dichotomie*. Steiner Verlag, Stuttgart, pp. 257–285.
- Fischer-Kowalski, M., Hüttler, W., 1998. Society's metabolism. The intellectual history of material flow analysis, Part II: 1970–1998. *Journal of Industrial Ecology* 2, 107–137.
- Fischer-Kowalski, M., Weisz, H., 1999. Society as hybrid between material and symbolic realms. Toward a theoretical framework of society-nature interaction. *Advances in Human Ecology* 8, 215–251.
- García-Novo, F., Marín Cabrera, C., 2005. *Doñana, water and biosphere. Doñana 2005*. CHG-MMA, Madrid.
- García-Novo, F., Escudero García, J.C., Carotenuto, L., García Sevilla, D., Fernández Lo Faso, R.P., 2007. The restoration of El Partido stream watershed (Donana Natural Park): a multiscale, interdisciplinary approach. *Ecological Engineering* 30 (2), 122–130.
- Grabherr, G., Gottfried, M., Pauli, H., 1994. Climate effects on mountain plants. *Nature* 369, 448.
- Grimalt, J.O., Ferrer, M., Macpherson, E., 1999. The mine tailing accident in Aznalcollar. *Science of the Total Environment* 242, 3–11.
- Haberl, H., 1997. Human appropriation of net primary production as an environmental indicator: implications for sustainable development. *Ambio* 26, 143–146.
- Haberl, H., 2001a. The energetic metabolism of societies, Part I: accounting concepts. *Journal of Industrial Ecology* 5 (1), 11–33.
- Haberl, H., 2001b. The energetic metabolism of societies, Part II: empirical examples. *Journal of Industrial Ecology* 5 (2), 71–88.
- Haberl, H., Erb, K.-H., Krausmann, F., Loibl, W., Schulz, N.B., Weisz, H., 2001. Changes in ecosystem processes induced by land use: human appropriation of net primary production and its influence on standing crop in Austria. *Global Biogeochemical Cycles* 15, 929–942.
- Haberl, H., Fischer-Kowalski, M., Krausmann, F., Weisz, H., Winiwarter, V., 2004a. Progress towards sustainability? What the conceptual framework of material and energy flow accounting (MEFA) can offer. *Land Use Policy* 21, 199–213.
- Haberl, H., Schulz, N.B., Plutzer, C., Erb, K.-H., Krausmann, F., Loibl, W., Moser, D., Sauberer, N., Weisz, H., Zechmeister, H.G., Zulka, P., 2004b. Human appropriation of net primary production and species diversity in agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 102, 213–218.
- Haberl, H., Plutzer, C., Erb, K.-H., Gaube, V., Pollheimer, M., Schulz, N.B., 2005. Human appropriation of net primary production as determinant of Avifauna diversity in Austria. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 110, 119–131.
- Haberl, H., Weisz, H., Amann, C., Bondeau, A., Eisenmenger, N., Erb, K.-H., Fischer-Kowalski, M., Krausmann, F., 2006a. The energetic metabolism of the EU-15 and the USA. Decadal energy input time-series with an emphasis on biomass. *Journal of Industrial Ecology* 10 (4), 151–171.
- Haberl, H., Winiwarter, V., Andersson, K., Ayres, R.U., Boone, C.G., Castillio, A., Cunfer, G., Fischer-Kowalski, M., Freudenburg, W.R., Furman, E., Kaufmann, R., Krausmann, F., Langthaler, E., Lotze-Campen, H., Mirtl, M., Redman, C.A., Reenberg, A., Wardell, A.D., Warr, B., Zechmeister, H., 2006b. From LTSE to LTSE: conceptualizing the socio-economic dimension of long-term socio-ecological research. *Ecology and Society* 11, 13 [online], <http://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss2/art13/>.
- Haberl, H., Erb, K.-H., Krausmann, F., Gaube, V., Bondeau, A., Plutzer, C., Gingrich, S., Lucht, W., Fischer-Kowalski, M., 2007a. Quantifying and mapping the human appropriation of net primary production in earth's terrestrial ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 104, 12942–12947.
- Haberl, H., Erb, K.-H., Plutzer, C., Fischer-Kowalski, M., Krausmann, F., 2007b. Human appropriation of net primary production (HANPP) as indicator for pressures on biodiversity. In: Hak, T., Moldan, B., Dahl, A.L. (Eds.), *Sustainability*

- Indicators. A Scientific Assessment. SCOPE. Island Press, Washington, D.C., pp. 271–288.
- Hasenauer, H., Putzhuber, F., Mirtl, M., Wenzel, W., 2007. Multifunctional land use: the Eisenwurzen region of the Austrian Alps. In: Mander, Ü., Wiggering, H., Helming, K. (Eds.), *Multifunctional Land Use. Meeting Future Demands for Landscape Goods and Services*. Springer, Heidelberg, pp. 341–354.
- Heintel, M. and Weixelbaumer, N., 1998. Region Eisenwurzen: Ein geographisch-kulturräumlicher Begriff. In: *Landeskulturdirektion Oberösterreich (Ed.), Land der Hämmer. Heimat Eisenwurzen*. Residenz Verlag, Salzburg, pp. 16–23.
- Heintel, M., Weixelbaumer, N., 1999. Oberösterreichische Eisenwurzen/Eisenstraße III: Langzeitstudie (1995–1999) zur räumlichen Abgrenzung, Akzeptanz und regionale Identität der Region Eisenwurzen bzw. der Eisenstraßenidee: Endergebnisse. Institut für Geographie und Regionalentwicklung der Universität, Vienna.
- Heywood, V.H., Watson, R.T. (Eds.), 1995. *Global Biodiversity Assessment*. Cambridge University Press, United Nations Environment Programme (UNEP), Cambridge.
- Holling, C.S., Allen, C.R., 2002. Adaptive inference for distinguishing credible from incredible patterns in nature. *Ecosystems* 5, 319–328.
- Hutchinson, G.E., 1959. Homage to Santa Rosalia, or why are there so many kinds of animals? *The American Naturalist* 93, 145–159.
- Kates, R.W., Clark, W.C., Corell, R., Hall, J.M., Jaeger, C.C., Lowe, I., McCarthy, J.J., Schellnhuber, H.J., Bolin, B., Dickson, N.M., Faucheux, S., Gallopin, G.C., Grübler, A., Huntley, B., Jäger, J., Jodha, N.S., Kasperson, R.E., Mabogunje, A., Matson, P.A., Mooney, H.A., Moore III, B., O'Riordan, T., Svedin, U., 2001. Sustainability science. *Science* 292, 641–642.
- Krausmann, F., 2001. Land use and industrial modernization: an empirical analysis of human influence on the functioning of ecosystems in Austria 1830–1995. *Land Use Policy* 18, 17–26.
- Krausmann, F., Haberl, H., Erb, K.-H., Wackernagel, M., 2004. Resource flows and land use in Austria 1950–2000: using the MEFA framework to monitor society-nature interaction for sustainability. *Land Use Policy* 21, 215–230.
- Kreuzer, B., 1998. Eine Region wird mobil. In: *Landeskulturdirektion Oberösterreich (Ed.), Land der Hämmer - Heimat Eisenwurzen*. OÖ Landesregierung, Linz, pp. 122–129.
- Lee, K.N., 1993. *Compass and Gyroscope. Integrating Science and Politics for the Environment*. Island Press, Washington, D.C.
- Lindeman, R.L., 1942. The trophic-dynamic aspect of Ecology. *Ecology* 23, 399–417.
- Magurran, A., 1988. *Ecological Diversity and Its Measurement*. Chapman & Hall, London.
- Manson, S.M., Evans, T., 2007. Agent-based modeling of deforestation in southern Yucatán, Mexico, and reforestation in the Midwest United States. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 104, 20678–20683.
- Martín-López, B., Montes, C., Benayas, J., 2007. The non-economic motives behind the willingness to pay for biodiversity conservation. *Biological Conservation* 139, 67–83.
- Martinez-Alier, J., 1999. The socio-ecological embeddedness of economic activity: the emergence of a transdisciplinary field. In: Becker, E., Jahn, T. (Eds.), *Sustainability and the Social Sciences*. Zed Books, London, pp. 112–139.
- McConnell, W., 2001. *Agent-Based Models of Land-use and Land-cover Change*. LUCC International Project Office, Belgium.
- Mejzlik, H., 1935. *Die nördlichen Eisenwurzen in Österreich*. Carl Heymannsverlag und Österreichischer Wirtschaftsverlag, Wien, Berlin.
- Mirtl, M., Krauze, K., 2007. Developing a new strategy for environmental research, monitoring and management: The European Long-Term Ecological Research Network's (LTER-Europe) role and perspectives. In: Chmielewski, T. (Ed.), *Nature Conservation Management: From Idea to Practical Results*. ALTER-Net, Lublin, Lodz, Helsinki, Aarhus, pp. 36–52.
- Nieva, F.J.J., Castillo, J.M., Luque, C.J., Figueroa, M.E., 2003. Ecophysiology of tidal and non-tidal populations of the invading cordgrass *Spartina densiflora*: seasonal and diurnal patterns in a Mediterranean climate. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 57, 919–928.
- Ohl, C., Krauze, K., Grünbühel, C.M., 2007. Towards an understanding of long-term ecosystem dynamics by merging socio-economic and environmental research. Criteria for long-term socio-ecological research sites selection. *Ecological Economics* 63, 383–391.
- Pain, D.J., Sánchez, A., Meharg, A.A., 1998. The Doñana ecological disaster: contamination of a world heritage estuarine marsh ecosystem with acidified pyrite mine waste. *Science of the Total Environment* 222, 45–54.
- Pauli, H., Gottfried, M., Dirnböck, T., Dullinger, S., Grabherr, G., 2003. Assessing the long-term dynamics of endemic plants at summit habitats. In: Nagy, L., Grabherr, G., Körner, C., Thompson, D.B.A. (Eds.), *Alpine Biodiversity in Europe — A Europe-wide Assessment of Biological Richness and Change*. Springer, Berlin, pp. 195–207.
- Roth, P.W., 1998. Die Eisenwurzen: Eine Region in drei Ländern. In: *Landeskulturdirektion Oberösterreich (Ed.), Land der Hämmer - Heimat Eisenwurzen*. OÖ Landesregierung, Linz, pp. 36–40.
- Sakamoto, Y., Ishiguro, M., Kitagawa, G., 1986. *Akaike Information Criterion Statistics*. D. Reidel Publishing Company, Tokyo.
- Sala, O.E., Chapin III, F.S., Armesto, J.J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sannwald, E., Huenecke, L.F., Jackson, R.B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D.M., Mooney, H.A., Oesterheld, M., Poff, N.L., Sykes, M.T., Walker, B., Walker, M., Wall, D.H., 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287, 1770–1774.
- Sandgruber, R., 1998. Heimat Eisenwurzen. In: *Landeskulturdirektion Oberösterreich (Ed.), Land der Hämmer - Heimat Eisenwurzen - Katalog zur gleichnamigen Landesausstellung 1998*. OÖ Landesregierung, Linz, pp. 187–197.
- Scholes, J.R., Biggs, R., 2005. A biodiversity intactness index. *Nature* 434, 45–49.
- Schor, J.B., 2005. Sustainable consumption and worktime reduction. *Journal of Industrial Ecology* 9, 37–50.
- Spangenberg, J.H., 2007. Biodiversity pressure and the driving forces behind. *Ecological Economics* 61, 146–158.
- Suso, J., Llamas, M.R., 1993. Influence of groundwater development on the Doñana National Park ecosystems (Spain). *Journal of Hydrology* 141, 239–269.
- Tüxen, R., 1956. Die heutige potentielle natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung. *Angewandte Pflanzensoziologie* 13, 5–42.
- United Nations Conference on Environment and Development, 1993. *Agenda 21: Programme of Action for Sustainable Development*. Rio Declaration on Environment and Development. Statement of Forest Principles. The final text of agreements negotiated by Governments at the United Nations Conference on Environment and Development (UNCED), 3–14 June 1992, Rio de Janeiro, Brazil. United Nations, New York.
- Vadineanu, A., 2007. The ecosystem approach applied to the management of the coastal socio-ecological systems. In: Gonenc, I.E., Koutitously, V.G., Rasleigh, B., Ambrose, R.B.J., Wolflin, J.P. (Eds.), *Assessment of the Fate and Effects of Toxic Agents on Water Resources*. Springer, Dordrecht, pp. 199–224.
- Vadineanu, R.S., 2008. Conceptual models and operational tools for designing and management the sustainable development of socio-ecological systems: application at regional and national scales. Report of the University of Bucharest, Bucharest.

Author's personal copy

1812

ECOLOGICAL ECONOMICS 68 (2009) 1797–1812

- Basic requirements for the assessment and management of large international water systems: Danube River/Black Sea. In: Vadineanu, A., Cristofor, S. (Eds.), *Proceedings of the International workshop: Monitoring Tailormade*. Beekbergen, The Netherlands, pp. 71–81.
- Vadineanu, A., Cristofor, S., 2001. Biodiversity changes in the Lower Danube River System. In: Gopal, B., Junk, J.W., Davis, A.J. (Eds.), *Biodiversity in Wetlands: Assessment, Function and Conservation*. Backhuys Publ., Leiden, pp. 29–65.
- Vadineanu, A., Postolache, C., 1998. Targets concerning socio-economic restructuring emerged from the material accounting analysis at the national scale. In: Hens, L., Borden, J.R., Suzuki, S., Caravello, G. (Eds.), *Research in Human Ecology: An Interdisciplinary Overview*. VUB Press, Bruxelles, pp. 288–314.
- Vadineanu, A., Cristofor, S., Sarbu, A., Romanca, G., Ignat, G., Botnariuc, N., Ciubuc, C., 1998. Changes of biodiversity along the Lower Danube River System. *International Journal of Ecology and Environmental Science* 24, 315–332.
- Vadineanu, A., Adamescu, M.C., Cazacu, C., Bodescu, F., Danielescu, S., 2001. Past and future management of the Lower Danube Wetlands. Working paper of the Dept. of System Ecology. Bucharest University, Bucharest.
- Vadineanu, A., Adamescu, M.C., Vadineanu, R.S., Cristofor, S., Negrei, C., 2003. Past and future management of the Lower Danube Wetland System: a bioeconomic appraisal. *The Journal of Interdisciplinary Economics* 14, 415–447.
- van der Leeuw, S.E., 2004. Why Model? *Cybernetics and Systems* 35, 117–128.
- Vitousek, P.M., Mooney, H.A., Lubchenco, J., Melillo, J.M., 1997. Human Domination of Earth's Ecosystems. *Science* 277, 494–499.
- Wackernagel, M., Rees, W.E., 1996. *Our ecological footprint, Reducing human impact on the Earth*. New Society Publishers, Gabriola Island, BC.
- Weisz, H., 2006. The use of input-output economics to account for environmentally unequal trade. In: Hornborg, A., Martinez-Alier, J., McNeill, J.R. (Eds.), *Rethinking Environmental History: World System History and Global Environmental Change*. Rowman & Littlefield, AltaMira, pp. 298–306.
- Weisz, H., Krausmann, F., Amann, C., Eisenmenger, N., Erb, K.-H., Hubacek, K., Fischer-Kowalski, M., 2006. The physical economy of the European Union: cross-country comparison and determinants of material consumption. *Ecological Economics* 58, 676–698.
- Wrbka, T., Erb, K.-H., Schulz, N.B., Peterseil, J., Hahn, C., Haberl, H., 2004. Linking pattern and processes in cultural landscapes. An empirical study based on spatially explicit indicators. *Land Use Policy* 21, 289–306.
- Wright, D.H., 1983. Species-energy theory: an extension of the species-area theory. *Oikos* 41, 495–506.
- Wright, D.H., 1990. Human impacts on the energy flow through natural ecosystems, and implications for species endangerment. *Ambio* 19, 189–194.
- Zechmeister, H.G., Dirnböck, T., Hülber, K., Mirtl, M., 2007. Assessing airborne pollution effects on bryophytes — lessons learned through long-term integrated monitoring in Austria. *Environmental Pollution* 147, 696–705.

7 Publikation 2: Sauberer et al. (2004) Surrogate taxa for biodiversity

**Sauberer, N, Zulka, K-P, Abensperg-Traun, M, Berg, H-M, Bieringer, G, Milasowszky, N, Moser, D, Plutzer, C, Pollheimer, M, Storch, C, Tröstl, R, Zechmeister, H-G & Grabherr, G (2004):
Surrogate taxa for biodiversity in agricultural landscapes of eastern Austria.
Biological Conservation, 117: 181-190.**



Available online at www.sciencedirect.com



Biological Conservation 117 (2004) 181–190

BIOLOGICAL
CONSERVATION

www.elsevier.com/locate/biocon

Surrogate taxa for biodiversity in agricultural landscapes of eastern Austria

Norbert Sauberer^{a,*}, Klaus Peter Zulka^b, Max Abensperg-Traun^b, Hans-Martin Berg^c,
Georg Bieringer^d, Norbert Milasowszky^b, Dietmar Moser^a, Christoph Plutzer^a,
Martin Pollheimer^e, Christiane Storch^a, Renate Tröstl^a, Harald Zechmeister^a,
Georg Grabherr^a

^aDepartment of Conservation Biology, Vegetation- and Landscape Ecology, Institute of Ecology and Conservation Biology, University of Vienna, Althanstraße 14, A-1090 Vienna, Austria

^bDepartment of Evolutionary Biology, Institute of Zoology, University of Vienna, Althanstraße 14, A-1090 Vienna, Austria

^cFirst Zoological Department, Natural History Museum Vienna, Burgring 7, A-1014 Vienna, Austria

^dDepartment of Terrestrial Ecology and Soil Zoology, Institute of Ecology and Conservation Biology, University of Vienna, Althanstraße 14, A-1090 Vienna, Austria

^eResearch Centre for Ornithology of the Max Planck Society, Vogelwarte Radolfzell, Am Obstberg, D-78315 Radolfzell, Germany

Received 13 February 2002; received in revised form 19 May 2003; accepted 5 June 2003

Abstract

In an agricultural landscape in eastern Austria eight terrestrial organism groups were investigated as potential biodiversity indicators. We present a cross-taxon congruence assessment obtained at the landscape scale using two groups of plants (bryophytes and vascular plants), five groups of invertebrates (gastropods, spiders, orthopterans, carabid beetles and ants) and one vertebrate taxon (birds). We tested four different approaches: correlated species counts, surrogate measures of the overall species richness that was assessed, a multi-taxa (or shopping basket) approach and a simple complementarity algorithm. With few exceptions, pairwise correlations between taxa, correlations between one taxon and the species richness of the remaining groups, and correlations between a combination of the richness of two taxa and the remaining species richness were highly positive. Complementarity-derived priority sets of sampling sites using one taxon as a surrogate for the pooled species richness of all other taxa captured significantly more species than selecting areas randomly. As an essential first step in selecting useful biodiversity indicators, we demonstrate that species richness of vascular plants and birds showed the highest correlations with the overall species richness. In a multi-taxa approach and in complementarity site selection, each of the eight investigated taxa had the capability to capture a high percentage of the overall species richness.

© 2003 Elsevier Ltd. All rights reserved.

Keywords: Biodiversity indicators; Invertebrates; Plants; Birds; Agricultural landscapes; Complementarity; Landscape scale

1. Introduction

Limited financial resources and taxonomic expertise hinder detailed assessments, mapping and monitoring of biodiversity, so that conservation strategies and biodiversity management will benefit greatly if the species richness of one organism group could efficiently indicate

the richness of other taxa (Flather et al., 1997; Reid, 1998; Howard et al., 1998; Ricketts et al., 1999). The use of such an organism group—frequently termed surrogate or indicator taxon for biodiversity (Pearson and Cassola, 1992; McGeoch, 1998; Gladstone, 2002; Negi and Gadgil, 2002)—would facilitate, for instance, the selection of representative nature reserve networks (Howard et al., 1998) or an efficient biodiversity monitoring programme (Noss, 1990). An ideal biodiversity indicator should possess a set of properties (Noss, 1990; McGeoch, 1998) like cost-efficiency or applicability at different spatial scales, but basically it needs to show a

* Corresponding author. Tel.: +43-1-4277-54380; fax: +43-1-4277-9542.

E-mail address: norbert.sauberer@univie.ac.at (N. Sauberer).

high correlation to the quantity to be indicated (Markert et al., 2003). However, applied ecology is far from clear on how species richness of particular taxonomic groups are correlated with each other. Some much-cited studies found no or limited evidence for an efficient biodiversity indicator taxon (e.g. Kremen, 1992; Prendergast et al., 1993a; Lawton et al., 1998, van Jaarsveld et al., 1998; but see also Howard et al., 1998 or Lund and Rahbek, 2002).

Nevertheless, several biodiversity indicator measures have been proposed. The simplest biodiversity indicator approach is one where species richness counts for an indicator taxon are correlated with species richness counts of another taxon (Pearson and Cassola, 1992; Abensperg-Traun et al., 1996; Flather et al., 1997). The published results are contradictory, with mostly limited predictive power at the local scale (<10 ha) (Abensperg-Traun et al., 1996; Pharo and Beattie, 1997), but often yielding good results at coarser spatial scales (>100 km²) (Murphy and Wilcox, 1986; Ricketts et al., 1999; Heino, 2002). Studies performed at intermediate spatial scales (landscape scale, ca 0.1–100 km²) are scarce (e.g. Murphy and Wilcox, 1986; Prendergast et al., 1993a; Howard et al., 1998).

A central question of the biodiversity indicator approach is “how effectively does one taxon predict the pooled species richness of a wide array of other taxa?” (Ricketts et al., 1999). With exceptions (e.g. Abensperg-Traun et al., 1996; Duelli and Obrist, 1998; Ricketts et al., 1999; Gladstone, 2002), few studies have attempted to answer this essential question, perhaps because of the lack of comprehensive data.

Another method is the so-called multi-taxa or “shopping basket” approach (Vane-Wright et al., 1994; Kotze and Samways, 1999). While single groups may fail to serve as biodiversity surrogates, we probably can select a set of taxa with different ecological requirements to circumvent this problem (Ricketts et al., 1999).

Besides these three simple correlation methods described above, the principle of complementarity has been implicitly (e.g. Kirkpatrick, 1983) and explicitly (Vane-Wright et al., 1991; Csuti et al., 1997) applied in area selection for conservation purposes (for a review see Justus and Sakar, 2002). Complementarity can provide an efficient answer about where to concentrate conservation efforts (Brooks et al., 2001a), because it ensures maximum representation of the selected attributes (e.g. all species, rare species, endangered species etc.). It has been demonstrated that indicator taxa can act as surrogates in complementarity-derived area sets (Howard et al., 1998; Lund and Rahbek, 2002). However, simple scoring methods are less robust than the use of complementarity algorithms (Pressey and Nicholls, 1989; Prendergast et al., 1993a, b; Howard et al., 1998; Reyers and van Jaarsveld, 2000; Hopkinson et al., 2001; Lund and Rahbek, 2002).

The present study tests the quality of eight potential indicator taxa in the agricultural landscape of eastern Austria. This landscape is structurally diverse, used for multiple purposes and is typical of many areas in central Europe. We selected a variety of taxa with different ecofunctional characters: bryophytes, vascular plants, gastropods, spiders, orthopterans, carabid beetles, ants and birds. (1) We ask whether there are significant pairwise correlations between the species richness of individual taxa. (2) We test each taxon for its correlation with overall species richness. (3) We investigate the usefulness of combinations of two taxa as surrogates for the combined richness of the remaining taxa. And, finally, (4) we ask if complementary sets of sites based on each of the eight potential surrogate taxa capture species richness of the other seven taxa significantly more effectively than random site selection.

2. Methods

2.1. Site description

The study area (Fig. 1) is rectangular (ca. 94×44 km) and ranges from the Pannonic lowlands around Lake Neusiedl in the east (117 m a.s.l.) to the mountainous region of the easternmost Alps in the southwest (720 m a.s.l.). The area has a Pannonic (continental) to Central European climate with an average ambient temperature of 13–16 °C during the summer vegetation growth period and a range in mean annual precipitation of 550–1000 mm. Geologically, the area is dominated by sediments from the quaternary and tertiary periods (basins of Lake Neusiedl and Vienna) and by limestone and flysch (Alps, Leithagebirge). The sampling area contains a large variety of typical central European land-use types such as crop fields, meadows, pastures and vineyards, but also some area-specific habitats (i.e. inland salt pans). Natural and seminatural elements such as dry grasslands, hedges, ditches, rocks and forest-grooves are mostly restricted to small remnant patches.

2.2. Sampling design

We randomly selected 38 sampling sites, each ca. 600×600 m. This geographic scale was chosen because it directly matches the national recording scheme for plants and animals. To limit the sample areas to agriculturally transformed land, sampling sites dominated by forest and human settlements were excluded prior to selection. Within the final set forest cover ranged from <1 to 56% with a mean of 12.5% and the area of arable fields ranged from 0 to 97% with a mean of 55%. Within each of the 38 sites we investigated 10 sampling points, using an identical scheme for all sites (Fig. 1).

2.3. Sample collection

2.3.1. Plants

Within a radius of 10 m (bryophytes) or 20 m (vascular plants) around the sampling point, all species were recorded. Bryophytes were sampled once during the winter season (which is known to be optimal for bryophyte growth in the investigated area), and vascular plants twice between April and September 1998 and 1999.

2.3.2. Gastropods

All gastropods within a radius of 10 m around the sampling point were censused by hand searches in April to September 1998 and 1999 for 15 min. Within the 10 m radius, we also collected four randomly located soil samples (10×10×5 cm depth). These were washed in a 0.5 mm sieve, dried, and the remaining material was searched for gastropods. Only live animals were recorded. Gastropods caught by pitfall trapping (see surface-active arthropods) were also identified.

2.3.3. Surface-active arthropods

Spiders, carabid beetles and ants were obtained by pitfall trapping. One pitfall (ø 4.5 cm, covered with a transparent roof, with ethylene glycol as preservative)

per sampling point was exposed for three 14-day periods (September 1998, May 1999, June/July 1999).

2.3.4. Orthopterans

Within a radius of 20 m around the sampling point, all orthopterans (Ensifera and Caelifera) were recorded once for 10 min during July and August 1999. The species were identified in the field based on morphological and acoustic characteristics. Bat detectors were used to record species with ultrasound songs.

2.3.5. Birds

Bird species numbers were assessed by means of point counts with infinite counting range (Bibby et al., 1992a). During the 2001 breeding season (April–June), birds were counted twice between 0600 to 1200 for 5 min respectively at each sampling point, and were identified using acoustic and morphological characteristics (Bibby et al., 1992a). Thus, in each study site, a total of 100 min were spent recording species.

2.4. Data analysis

The species identified across the 10 sampling points per site were pooled for respective taxa.

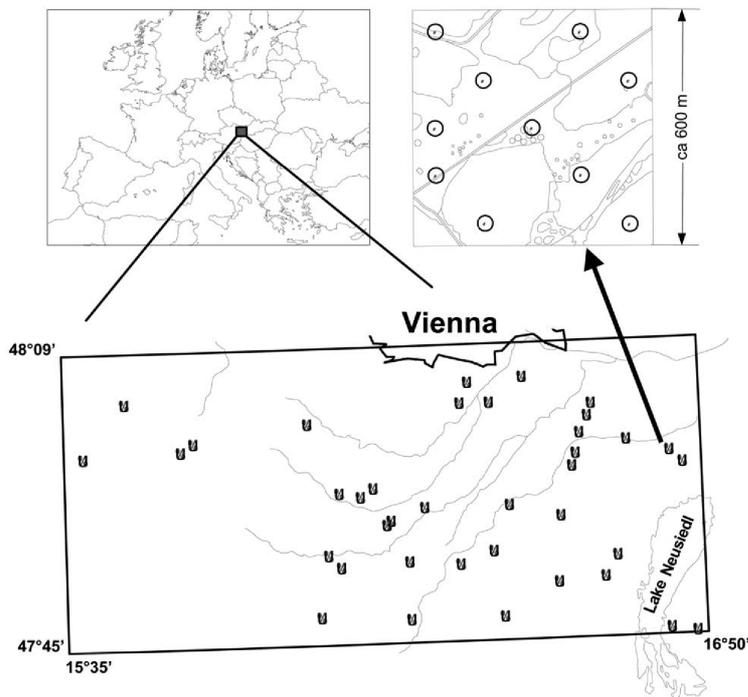


Fig. 1. Sampling area and sampling scheme.

2.4.1. Species richness correlations

To adjust for large differences between taxa in total species richness values, species numbers for individual taxa and sampling site were calculated as percentages of a taxon's total number of species recorded across all study sites (cf Ricketts et al., 1999). Original species richness values are shown only in Fig. 3. Pearson's correlation coefficient was used to determine cross-taxon congruence. Since the assumption of data normality was not satisfied in some of the groups (bryophytes, vascular plants and birds), 95% confidence intervals of correlation coefficients were constructed by bootstrapping (Efron and Tibshirani, 1993). We calculated accelerated bias-corrected percentile limits (ABC) following the protocol in Manly (1997).

The significance was determined using a randomization test (Manly, 1997) with 50,000 randomizations. The significance level was Bonferroni-adjusted (Sokal and Rohlf, 1995) to $0.05/77 = 0.00065$ owing to the large number (77) of correlations tested.

To evaluate the importance of how different methods of counting species numbers affect the correlations, rarefaction was applied in pairwise correlation analyses to data of spiders and carabids for which numbers of individuals were available. We calculated expected species numbers using formula (2.1) in Gotelli and Graves (1995), which is based on sampling without replacement from some parent distribution. All calculations were done using a spreadsheet programme with macros programmed in Visual Basic for Applications.

2.4.2. Complementarity

Using the principle of complementarity in area selection for conservation purposes, a simple richness-based algorithm termed "greedy" (Csuti et al., 1997; Brooks et al., 2001b) was used. The greedy algorithm provides only a "near-optimal" solution, in contrast to optimal solutions based on linear integer programming algorithms (Underhill, 1994; Csuti et al., 1997; Hopkinson et al., 2001). Nevertheless, the greedy algorithm is

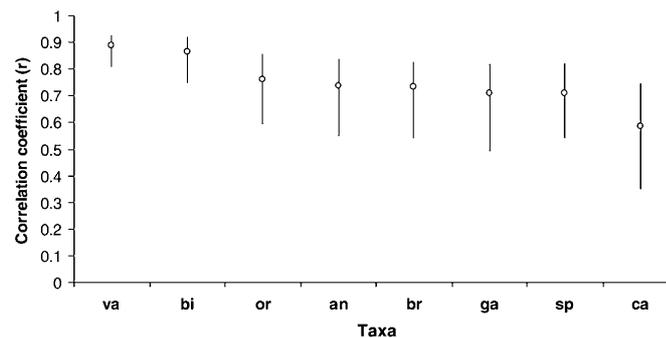


Fig. 2. Ability of one taxon to act as a biodiversity surrogate for overall species richness (total species richness minus species richness of the predicting taxon). Ninety-five percent confidence intervals of correlation coefficients (accelerated bias-corrected percentile limits) are shown. All values are significant at $P < 0.00002$ testwise significance levels except for the carabid-rest correlation which is significant at $P < 0.00008$ (50,000 randomizations). Taxa are ordered by descending Pearson correlation coefficient (an, ants; bi, birds; br, bryophytes; ca, carabids; ga, gastropods; or, orthopterans; sp, spiders; va, vascular plants).

Table 1

Cross-taxon species richness correlations^a expressed as Pearson correlation coefficients (50,000 randomizations)^b

Taxa	Bryophytes	Vasc. Plants	Gastropods	Spiders	Orthopterans	Carabid Beetles	Ants	Birds
Bryophytes	1	0.76***	0.78***	0.39	0.56*	0.27	0.59**	0.64***
Vasc. plants		1	0.69***	0.64**	0.77***	0.50	0.74***	0.80***
Gastropods			1	0.42	0.53*	0.47	0.43	0.73***
Spiders	0.54*	0.73***	0.43	1	0.62***	0.70***	0.73***	0.71***
Orthopterans				0.65***	1	0.56*	0.67***	0.71***
Carabid beetles	0.30	0.57**	0.41	0.70**	0.54**	1	0.47	0.58***
Ants				0.80***		0.58**	1	0.70***
Birds				0.69***		0.72***		1

^a Results without rarefaction above diagonal, results with rarefaction of spiders and carabids below diagonal.

^b Bonferroni-adjusted testwise error: * $P < 0.05/77$ ($= 0.00065$); ** $P < 0.01/77$ ($= 0.00013$); *** $P < 0.00002$ (smallest error resolution with 50,000 randomizations).

advocated here because of its speed of calculation, its simplicity and the fact that the outcome closely approximates an optimal solution (Csuti et al., 1997).

The greedy algorithm starts with the sampling site containing the most species and sequentially selects sites based on the degree to which they add unrepresented species to the whole selection (Vane-Wright et al., 1991; Kershaw et al., 1994). Thus, for every taxon, a

minimum set of sampling sites representing all species at least once is generated. If all species of the potential surrogate taxon are represented (e.g. 23 sites are needed to represent all bryophytes, 11 sites for orthopterans, and 36 sites for vascular plants), the remaining sampling sites were ordered according to declining species richness of the potential surrogate taxon. The pooled richness of the other taxa was ordered in the respective

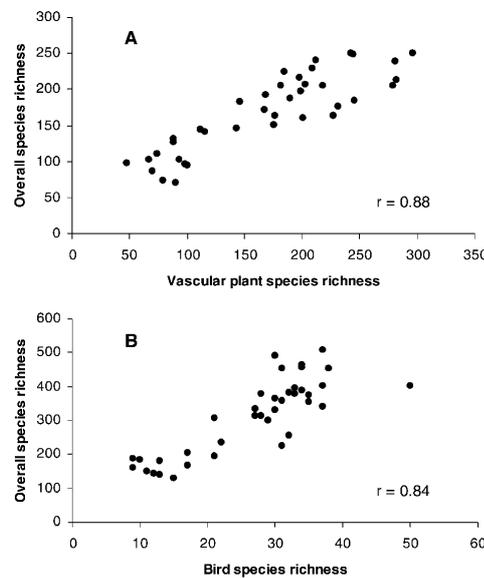


Fig. 3. (A) Scatterplot of overall species richness (total species richness minus species richness of vascular plants) plotted against the number of vascular plants; $n = 38$, $P < 0.001$. (B) Scatterplot of overall species richness (total species richness minus species richness of birds) plotted against the number of birds; $n = 38$, $P < 0.001$.

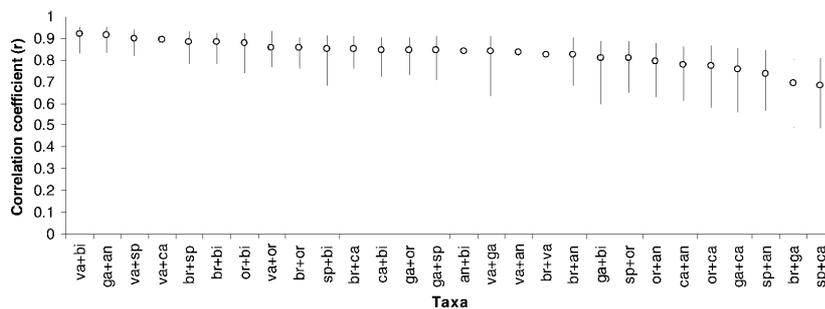


Fig. 4. Multi-taxa approach: Ability of a combination of two taxa to act as biodiversity surrogate for overall species richness (total species richness minus species richness of the predicting taxa). Ninety-five percent confidence intervals of correlation coefficients (accelerated bias-corrected percentile limits) are shown. All values are significant at $P < 0.00002$ testwise significance levels (50,000 randomizations). Taxa combinations are ordered by descending Pearson correlation coefficient. Abbreviations as in Fig. 2.

site sequence of the potential surrogate taxon and was plotted against a random selection of sampling sites (1000 simulations without replacement).

3. Results

In total we found 1871 species: 215 bryophytes, 960 vascular plants, 96 gastropods, 215 spiders, 46 orthopterans, 181 carabid beetles, 40 ants and 118 birds.

3.1. Pairwise correlations

Without rarefaction, 21 out of 28 correlations between the species richness of individual groups were both significant and positive (Table 1). High cross-taxon congruence ($r > 0.7$) existed between vascular plants and four other taxa (birds, orthopterans, bryophytes and ants), between birds and three additional taxa (gastropods, spiders and orthopterans), between bryophytes and gastropods, and between spiders and ants. In contrast, the most idiosyncratic taxa were the carabid beetles and to a lesser degree the gastropods. With rarefaction, three more correlations were significant (vascular plants and carabids, spiders and bryophytes, carabids and ants).

3.2. Overall species richness

Each taxon was significantly correlated with the combined species richness of all other groups (Fig. 2). Vascular plants and birds showed the highest correlations with overall species richness ($r = 0.89$ and 0.87 , respectively), followed by orthopterans, ants, bryophytes, gastropods and spiders ($r = 0.76$ to 0.71). Only carabid beetles showed a comparably weak relationship with the overall species richness ($r = 0.58$). When species numbers were not adjusted, the magnitude of correlations of vascular plants and birds with overall richness changed only marginally (Fig. 3).

3.3. Multi-taxa approach

All 28 combinations of two taxa as surrogates for the remaining groups were significant at the $P < 0.00002$ testwise significance level (Fig. 4). "Shopping baskets" of vascular plants + birds or gastropods + ants were most highly correlated with the pooled species richness of the other six taxa (both $r = 0.92$). Only two combinations (bryophytes plus gastropods and spiders plus carabids) were comparatively weakly correlated ($r = 0.69$ and 0.68 , respectively).

3.4. Complementarity

Complementarity-based site sets of six taxa (vascular plants, gastropods, spiders, orthopterans, carabid

beetles and birds) were more effective throughout the selection procedure in representing overall species richness than sets selected at random (Fig. 5). Bryophytes gave a better result than random after taking four samples and ants after 10 samples (Fig. 5).

4. Discussion

4.1. Pairwise correlations

Our results suggest that the use of surrogate groups at the landscape scale is a workable concept for biodiversity assessment in agricultural landscapes. This contradicts some of the published opinion on the usefulness of surrogate taxa (Pimm and Lawton, 1998; Lawton and Gaston, 2001; Vessby et al., 2002). Despite the considerable quantity of studies on surrogate taxa, there is little comparable work with regard to spatial scale and habitat context.

The search for surrogate taxa reaches from scales of 0.1 m^2 study plots to $> 100,000 \text{ km}^2$ sized quadrats - from local to continental scale. Scale is an important issue in ecology (Shmida and Wilson, 1985; Wiens, 1989; Pimm, 1991) and scale dependency is well documented for species richness patterns (Lomolino and Davis, 1997; Rahbek and Graves, 2000; Crawley and Harral, 2001; Whittaker et al., 2001). Thus, the degree of covariance of species richness patterns varies across different spatial scales (Pearson and Carroll, 1999).

We may have chosen an optimal spatial scale ($\sim 36 \text{ ha}$) to detect species richness correlations in these kinds of agricultural landscapes. One sampling site is about twice the size of an average Austrian farm and is shaped by different farming styles (Zechmeister et al., 2003). A substantial part and variety of different typical landscape elements could be found in each site. Hedgerows, field margins, roadsides, small channels, remnant woods and grasslands are nested with varying quantity and quality in a field, field-meadow or meadow matrix. Thus our study appears to be unique in that it examined a wide range of taxa, and used a landscape-scale approach that incorporates a considerable variety of different habitats. Studies performed at a comparable scale ($> 1 \text{ ha}$ to 1000 ha) are scarce and mostly constrained to single habitats. Vessby et al. (2002) and Panzer and Schwartz (1998) worked in grasslands, Howard et al. (1998) in tropical forests. Murphy and Wilcox (1986) detected positive correlations between butterflies, birds and vascular plants in canyons with multiple habitats, but the species-area effect was not evened out, as in our case.

4.2. Overall species richness

Our findings are in broad accordance with the few studies that have tested the use of individual taxa as

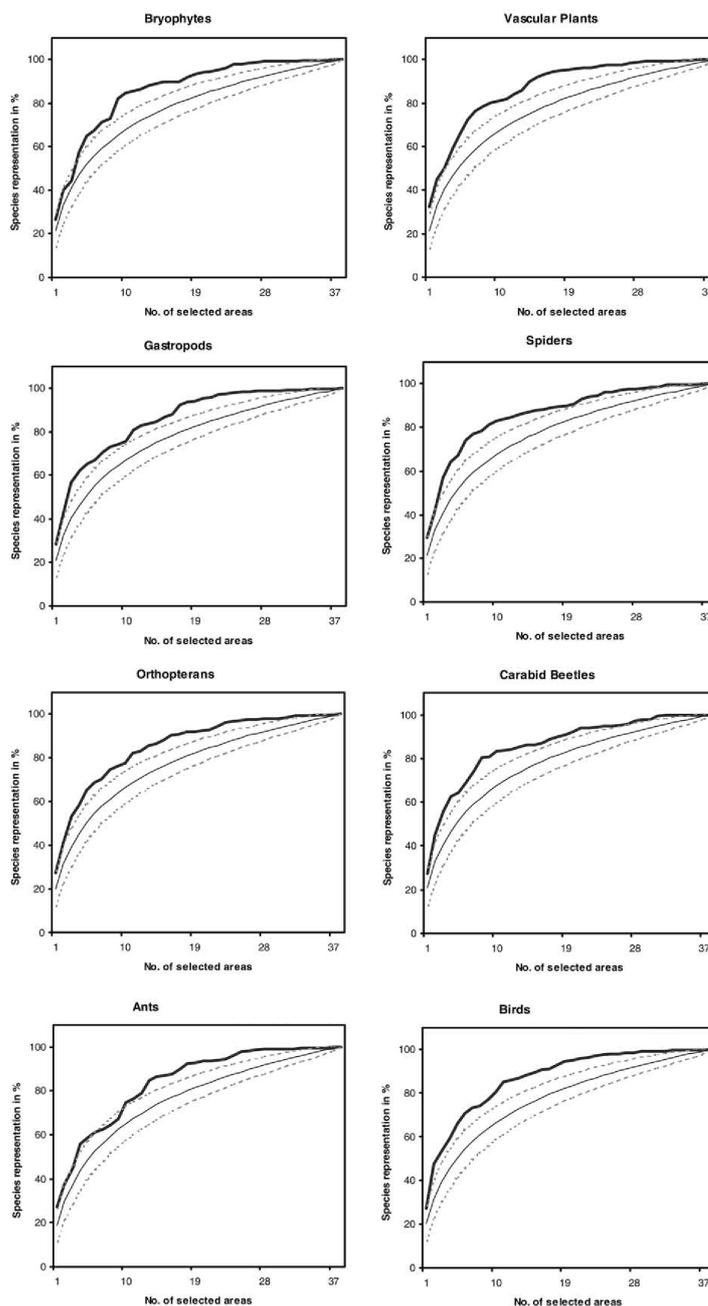


Fig. 5. Cumulative representation of species when sampling sites are selected using the greedy algorithm. Bold solid lines represent the effectiveness of the surrogate taxon in representing the pooled species richness of the other taxa; thin solid lines are the corresponding random selection with confidence limits (dotted lines).

indicators for overall species richness. Only the work of Duelli and Obrist (1998) is somewhat comparable to our study. They searched for the best correlates within a dataset of more than 20 different taxa (mainly insects) in an agricultural landscape and detected high positive correlations between several taxa (e.g. Hymenoptera, vascular plants) and overall species richness. As in our study, they found that the carabid beetles correlated weakly with total species number. Our best performing groups, birds and vascular plants, have often been suggested as useful indicator taxa for overall species richness, but few studies exist at a comparable scale (Panzer and Schwartz, 1998).

Ricketts et al. (1999) tested the utility of nine taxonomic groups as indicator taxa at the continental scale (North America north of Mexico) with existing distribution data. They constructed an overall richness index and found that every investigated taxon is strongly correlated with this index. In a marine ecosystem, Gladstone (2002) found a significant relationship between the richness of molluscs and the richness of all investigated taxa.

4.3. Multi-taxa approach

In a multi-taxa approach the best results were achieved with combinations of taxa with widely differing ecofunctional characters (e.g. gastropods and ants), possibly because they cover an array of organism responses to landscape scale characteristics. Whereas the multi-taxa approach has been frequently recommended (Vane-Wright et al., 1991), it has rarely been applied (Kotze and Samways, 1999; Ricketts et al., 1999). This approach requires a better theoretical and empirical basis and needs to be evaluated in different landscapes and with different groups of organisms (Allen et al., 2001).

4.4. Complementarity

We showed that minimum sets of complementary areas based on six of the eight taxa represent significantly more species than areas selected at random. This is true also for taxa such as carabid beetles that show weak relationships with the overall species richness in the other analyses. It means, in our case, that every group (except bryophytes and ants at the first selection steps) can be used as surrogates in priority area selection when using a simple complementarity algorithm. The efficiency of complementarity-derived minimum area sets has repeatedly been demonstrated (Howard et al., 1998; Reyers et al., 2000; Lund and Rahbek, 2002; Sætersdal et al., in press) and our results provide additional support for that approach.

4.5. Possible causes for the strength of the detected correlations

Greater agricultural disturbance leads most often to landscape simplification and decreasing species richness (Zechmeister and Moser, 2001; Moser et al., 2002). In highly modified landscapes, the impact of agricultural disturbance is thus probably superimposed upon idiosyncratic preference patterns of different taxa (Dobson et al., 1997; Blair, 1999). However, some of our investigated taxa respond more negatively to increasing disturbance (gastropods, bryophytes), than others (carabid beetles, spiders) (Zulka et al., unpublished).

An important, but often undervalued aspect is, how the sampling scheme affects correlation patterns. While in our study all taxa were assessed during a comparably short time span at identical sites, other studies used data that were not originally designed to obtain cross-taxon congruence data (Reyers and van Jaarsveld, 2000) and thus were not as stringently matched as ours. Data from published distribution maps or unpublished collections are strongly influenced by recording bias (Conroy and Noon, 1996; Dennis et al., 1999). Sometimes hotspot-maps for species richness are little more than the main centres of activity of the observers and collectors (Funk and Richardson, 2002).

4.6. Conservation aspects

We conclude that the use of biodiversity surrogate taxa at the landscape scale is of considerable value in agricultural landscapes without special conservation designation that form large part of Europe and other temperate regions. Species richness of vascular plants and birds proved to be especially efficient short-cuts for covering overall species richness. For both groups, the sampling protocols are well known and identification is reliable in Europe. The utility of both taxa as a first coarse-filter surrogate for other organism groups has been argued (Bibby et al., 1992b; Panzer and Schwartz, 1998) and a recent study has highlighted the use of vascular plants as a surrogate species group in small scale site selection in forests (Sætersdal et al., in press).

In a typical central European landscape, biodiversity must be managed in multiple-use areas, mostly dominated by agriculture. The main conservation goal in these landscapes must be the general maintenance and restoration of biodiversity. The re-organisation of the "Common Agricultural Policy" of the European Union (nearly half of the European Union's budget is spent on agricultural subsidies!) towards more environmentally friendly agriculture has led to the development of agro-environment schemes in many European countries. These schemes need to be assessed to ensure that the money is effectively spent (Bignal, 1998; Kleijn et al., 2001; Zechmeister et al., 2003). So, what is required is

not only a “wise use” of landscapes (Davis, 1993) but also a “wise use” of financial incentives. Given that we have demonstrated that there are possible short-cuts to assess biodiversity in these landscapes, the first step for the development of reliable indicators can thus be taken. Further studies need to test whether our results are region-specific or whether they are of generic nature with regard to agricultural landscapes and different taxa.

Finally, biodiversity monitoring schemes are being developed in some countries (Delbaere, 2002; Hintermann et al., 2002). Our results can support such attempts because the existence of strong positive correlations of a surrogate taxon with overall diversity is a prerequisite for the development of useful biodiversity indicators for monitoring programmes. The political will to establish such programmes will increase if scientists can develop reliable and cost-efficient short-cut measures for biodiversity assessment.

Acknowledgements

We thank Klaus Fussenegger, Christian Ginzler, Hanns Kirchmeier, Karl Reiter and Andreas Wurzer for their contributions in the initial phase of the project and Birgit Braun, Christian Dietrich, Karin Donnerbaum, Franz Essl, Eva Karner-Ranner, Georg Krieger, Emanuel Lederer, Angela Polansky, Jürgen Pollheimer, Andreas Ranner, Peter Reischütz, Martin Rössler, Leopold Sachslehner, Birgit Schlick-Steiner, Gerald Schneeweiß, Peter Schönschwetter, Markus Staudinger, Florian Steiner, Gabor Wichmann and Thomas Zuna-Kratky for their assistance in the field and laboratory. For their comments on the manuscript we are grateful to Brian N.K. Davis, Thomas Dirnböck, Stefan Dullinger, Wolfgang Willner and two anonymous referees. Our study was part of an extensive research network initiated and funded by the Austrian Federal Ministry of Education, Science and Culture which aims to provide scientific advice for sustainable development of cultural landscapes in Austria (www.klf.at). We received additionally funding by the Austrian Federal Ministry of the Environment.

References

- Abensperg-Traun, M., Arnold, G.W., Steven, D.E., Smith, G.T., Atkins, L., Viveen, J.J., Gutter, M., 1996. Biodiversity indicators in semi-arid, agricultural Western Australia. *Pacific Conservation Biology* 2, 375–389.
- Allen, C.R., Pearlstine, L.G., Wojcik, D.P., Kitchens, W.M., 2001. The spatial distribution of diversity between disparate taxa: spatial correspondence between mammals and ants across South Florida, USA. *Landscape Ecology* 16, 453–464.
- Bibby, C.J., Burgess, N.D., Hill, D.A., 1992a. *Bird census techniques*. Academic Press, London.
- Bibby, C.J., Collar, N.J., Crosby, M.J., Heath, M.F., Imboden, C., Johnson, T.H., Long, A.J., Stattersfield, A.J., Thirgood, S.J., 1992b. Putting biodiversity on the map: priority areas for global conservation. International Council for Bird Preservation, Cambridge, UK.
- Bignal, E.M., 1998. Using an ecological understanding of farmland to reconcile nature conservation requirements, EU agriculture policy and world trade agreements. *Journal of Applied Ecology* 35, 949–954.
- Blair, R.B., 1999. Birds and butterflies along an urban gradient: surrogate taxa for assessing biodiversity? *Ecological Applications* 9, 164–170.
- Brooks, T., Balmford, A., Burgess, N., Fjeldså, J., Hansen, L.A., Moore, J., Rahbek, C., Williams, P., 2001a. Toward a blueprint for conservation in Africa. *Bioscience* 51, 613–624.
- Brooks, T., Balmford, A., Burgess, N., Hansen, L.A., Moore, J., Rahbek, C., Williams, P., Bennun, L.A., Byaruhanga, A., Kasoma, P., Njoroge, P., Pomeroy, D., Wondafraash, M., 2001b. Conservation priorities for birds and biodiversity: do East African Important Bird Areas represent species diversity in other terrestrial vertebrate groups? *Ostrich*. Supplement 15, 3–12.
- Conroy, M.J., Noon, B.R., 1996. Mapping of species richness for conservation of biological diversity: conceptual and methodological issues. *Ecological Applications* 6, 763–773.
- Crawley, M.J., Harral, J.E., 2001. Scale dependence in plant biodiversity. *Science* 291, 864–868.
- Csuti, B., Polasky, S., Williams, P.H., Pressey, R.L., Camm, J.D., Kershaw, M., Kiestler, A.R., Downs, B., Hamilton, R., Huso, M., Sahr, K., 1997. A comparison of reserve selection algorithms using data on terrestrial vertebrates in Oregon. *Biological Conservation* 80, 83–97.
- Davis, T.J. (Ed.), 1993. *Towards the Wise Use of Wetlands*. Ramsar Convention Bureau, Gland.
- Delbaere, B., 2002. Biodiversity indicators and monitoring: Moving towards implementation. Proceedings of a side event held at CBD/COP6 (ECNC Technical report series). ECNC, Tilburg, The Netherlands/Budapest, Hungary.
- Dennis, R.L.H., Sparks, T.H., Hardy, P.B., 1999. Bias in butterfly distribution maps: the effects of sampling effort. *Journal of Insect Conservation* 3, 33–42.
- Dobson, A.P., Rodriguez, J.P., Roberts, W.M., Wilcove, D.S., 1997. Geographic distribution of endangered species in the United States. *Science* 275, 550–553.
- Duelli, P., Obrist, M.K., 1998. In search of the best correlates for local organismal biodiversity in cultivated areas. *Biodiversity and Conservation* 7, 297–309.
- Efron, B., Tibshirani, R., 1993. *An Introduction to the Bootstrap*. Chapman & Hall, New York.
- Flather, C.H., Wilson, K.R., Dean, D.J., McComb, W.C., 1997. Identifying gaps in conservation networks: of indicators and uncertainty in geographic-based analyses. *Ecological Applications* 7, 531–542.
- Funk, V.A., Richardson, K.S., 2002. Systematic data in biodiversity studies: use it or lose it. *Systematic Biology* 51, 303–316.
- Gladstone, W., 2002. The potential value of indicator groups in the selection of marine reserves. *Biological Conservation* 104, 211–220.
- Gotelli, N.J., Graves, G., 1995. *Null models in ecology*. Smithsonian Institution Press, Washington.
- Heino, J., 2002. Concordance of species richness patterns among multiple freshwater taxa: a regional perspective. *Biodiversity and Conservation* 11, 137–147.
- Hintermann, U., Weber, D., Zangger, A., Schmill, J., 2002. Biodiversity monitoring in Switzerland, BDM—interim report. Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape, Environmental Series 342, 1–88.
- Hopkinson, P., Travis, J.M.J., Evans, J., Gregory, R.D., Telfer, M.G., Williams, P.H., 2001. Flexibility and the use of indicator taxa in the selection of sites for nature reserves. *Biodiversity and Conservation* 10, 271–285.

- Howard, P.C., Viskanic, P., Davenport, T.R.B., Kigenyi, F.W., Baltzer, M., Dickinson, C.J., Lwanga, J.S., Matthews, R.A., Balmford, A., 1998. Complementarity and the use of indicator groups for reserve selection in Uganda. *Nature* 394, 472–475.
- Justus, J., Sarkar, S., 2002. The principle of complementarity in the design of reserve networks to conserve biodiversity: a preliminary history. *Journal of the Biosciences* 27 (2), 421–435.
- Kershaw, M., Williams, P.H., Mace, G.M., 1994. Conservation of Afrotropical antelopes: consequences and efficiency of using different site selection methods and diversity criteria. *Biodiversity and Conservation* 3, 354–372.
- Kirkpatrick, J.B., 1983. An iterative method for establishing priorities for the selection of nature reserves: an example from Tasmania. *Biological Conservation* 25, 127–134.
- Kleijn, D., Berendse, F., Smit, R., Gilissen, N., 2001. Agri-environment schemes do not effectively protect biodiversity in Dutch agricultural landscapes. *Nature* 413, 723–725.
- Kotze, D.J., Samways, M.J., 1999. Support for the multi-taxa approach in biodiversity assessment, as shown by epigeic invertebrates in an Afrotropical forest archipelago. *Journal of Insect Conservation* 3, 125–143.
- Kremen, C., 1992. Assessing the indicator properties of species assemblages for natural areas monitoring. *Ecological Applications* 2, 203–217.
- Lawton, J.H., Bignell, D.E., Bolton, B., Bloemers, G.F., Eggleton, P., Hammond, P.M., Hodda, M., Holt, R.D., Larsen, T.B., Mawdsley, N.A., Stork, N.E., Srivastava, D.S., Watt, A.D., 1998. Biodiversity inventories, indicator taxa and effects of habitat modification in tropical forest. *Nature* 391, 72–76.
- Lawton, J.H., Gaston, K.J., 2001. Indicator species. *Encyclopedia of Biodiversity* 3. Academic Press.
- Lomolino, M.V., Davis, R., 1997. Biogeographic scale and biodiversity of mountain forest mammals of western North America. *Global Ecology and Biogeography Letters* 6, 57–76.
- Lund, M.P., Rahbek, C., 2002. Cross-taxon congruence in complementarity and conservation of temperate biodiversity. *Animal Conservation* 5, 163–171.
- Manly, B.F.J., 1997. Randomization, bootstrap and Monte Carlo methods in biology, second ed.. Chapman & Hall, London.
- Markert, B., Breure, T., Zechmeister, H.G., 2003. Definitions, strategies and principles for bioindication/biomonitoring of the environment. In: Markert, B.A., Breure, A.M., Zechmeister, H.G. (Eds.), *Bioindicators/Biomonitoring (principles, assessment, concepts)*. Elsevier, Amsterdam.
- McGeoch, M.A., 1998. The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biological Reviews* 73, 181–201.
- Moser, D., Zechmeister, H.G., Plutzer, C., Sauberer, N., Wrbska, T., Grabherr, G., 2002. Landscape patch shape complexity as an effective measure for plant species richness in rural landscapes. *Landscape Ecology* 17, 657–669.
- Murphy, D.D., Wilcox, B.A., 1986. Butterfly diversity in natural habitat fragments: a test of the validity of vertebrate-based management. In: Verner, J., Morrison, M.L., Ralph, C.J. (Eds.), *Wildlife 2000: modeling habitat relationships of terrestrial vertebrates*. University of Wisconsin Press, Madison, pp. 287–292.
- Negi, H.R., Gadgil, M., 2002. Cross-taxon surrogacy of biodiversity in the Indian Garhwal Himalaya. *Biological Conservation* 105, 143–155.
- Noss, R.F., 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology* 4, 355–364.
- Panzer, R., Schwartz, M.W., 1998. Effectiveness of a vegetation-based approach to insect conservation. *Conservation Biology* 12, 693–702.
- Pearson, D.L., Cassola, F., 1992. World-wide species richness patterns of tiger beetles (Coleoptera: Cicindelidae): indicator taxon for biodiversity and conservation studies. *Conservation Biology* 6, 376–391.
- Pearson, D.L., Carroll, S.S., 1999. The influence of spatial scale on cross-taxon congruence patterns and prediction accuracy of species richness. *Journal of Biogeography* 26, 1079–1090.
- Pharo, E.J., Beattie, A.J., 1997. Bryophyte and lichen diversity: a comparative study. *Australian Journal of Ecology* 22, 151–162.
- Pimm, S.L., 1991. *The balance of nature?* The University of Chicago Press, Chicago.
- Pimm, S.L., Lawton, J.H., 1998. Planning for biodiversity. *Science* 279, 2068–2069.
- Prendergast, N., Quinn, R.M., Lawton, J.H., Eversham, B.C., Gibbons, D.W., 1993a. Rare species, the coincidence of diversity hotspots and conservation strategies. *Nature* 365, 335–337.
- Prendergast, N., Wood, S.N., Lawton, J.H., Eversham, B.C., 1993b. Correcting for variation in recording effort in analyses of diversity hotspots. *Biodiversity Letters* 1, 39–53.
- Pressey, R.L., Nicholls, A.O., 1989. Efficiency in conservation evaluation: scoring versus iterative approaches. *Biological Conservation* 50, 199–218.
- Rahbek, C., Graves, G.R., 2000. Detection of macro-ecological patterns in South American hummingbirds is affected by spatial scale. *Proceedings of the Royal Society of London, Series B* 267, 2259–2265.
- Reid, W.V., 1998. Biodiversity hotspots. *Trends in Ecology and Evolution* 13, 275–280.
- Reyers, B., van Jaarsveld, A.S., 2000. Assessment techniques for biodiversity surrogates. *South African Journal of Science* 96, 406–408.
- Reyers, B., Van Jaarsveld, A.S., Krüger, M., 2000. Complementarity as a biodiversity indicator strategy. *Proceedings of the Royal Society of London, Series B* 267, 505–513.
- Ricketts, T.H., Dinerstein, E., Olson, D.M., Loucks, C., 1999. Who's where in North America. *Bioscience* 49, 369–381.
- Setersdal, M., Gjerde, I., Blom, H. H., Ihlen, P. G., Myrseth, E. W., Pommeresche, R., Skartveit, J., Solhøy, T., Aas, O., in press. Vascular plants as a surrogate species group in complementary site selection for bryophytes, macrolichens, spiders, carabids, staphylinids, snails, and wood living polypore fungi in a northern forest. *Biological Conservation*.
- Shmida, A., Wilson, M.V., 1985. Biological determinants of species diversity. *Journal of Biogeography* 12, 1–21.
- Sokal, R.R., Rohlf, F.J., 1995. *Biometry. The principles and practice of statistics in biological research*, third ed.. Freeman, New York.
- Underhill, L.G., 1994. Optimal and suboptimal reserve selection algorithms. *Biological Conservation* 70, 85–87.
- Vane-Wright, R.I., Humphries, C.J., Williams, P.H., 1991. What to protect?—Systematics and the agony of choice. *Biological Conservation* 55, 235–254.
- Vane-Wright, R.I., Smith, C.R., Kitching, I.J., 1994. Systematic assessment of taxic diversity by summation. In: Forey, P.L., Humphries, C.J., Vane-Wright, R.I. (Eds.), *Systematics and Conservation Evaluation*. Systematics Association. Clarendon Press, Oxford, pp. 309–326.
- Van Jaarsveld, A.S., Freitag, S., Chown, S.L., Muller, C., Koch, S., Hull, H., Bellamy, C., Krüger, M., Endrödy-Younga, S., Mansell, M.W., Scholtz, C.H., 1998. Biodiversity assessment and conservation strategies. *Science* 279, 2106–2108.
- Vessby, K., Söderström, B., Glimskar, A., Svensson, B., 2002. Species-richness correlations of six different taxa in Swedish seminatural grasslands. *Conservation Biology* 16, 430–439.
- Whittaker, R.J., Willis, K.J., Field, R., 2001. Scale and species richness: towards a general, hierarchical theory of species diversity. *Journal of Biogeography* 28, 453–470.
- Wiens, J.A., 1989. Spatial scaling in ecology. *Functional Ecology* 3, 385–397.
- Zechmeister, H.G., Moser, D., 2001. The influence of agricultural land-use intensity on bryophyte species richness. *Biodiversity and Conservation* 10, 1609–1625.
- Zechmeister, H.G., Schmitzberger, I., Steurer, B., Peterseil, J., Wrbska, T., 2003. The influence of land-use practices and economics on plant species richness in meadows. *Biological Conservation* 114, 165–177.

8 Publikation 3: Plutzar et al. (1999) Modellierung der Verbreitung von Brutvögeln

Plutzar, C, Moser, D, Riedl, L & Sauberer, N (1999):

Modellierung der potentiellen Verbreitung von Brutvögeln in Österreich mit MapModels.

In Angewandte Geographische Informationsverarbeitung XI., Beiträge zum AGIT-Symposium Salzburg 1999, pp. 399-409, Edited by J. Strobl and T. Blaschke. H. Wichmann Verlag: Heidelberg.

Modellierung der potentiellen Verbreitung von Brutvögeln in Österreich mit MapModels

Christoph PLUTZAR¹, Dietmar MOSER¹, Leopold RIEDL² und Norbert SAUBERER¹

¹ Institut f. Pflanzenphysiologie, Abt. f. Vegetationsökologie und Naturschutzforschung d. Universität Wien, Althanstraße 14, A-1090 Wien (email: christoph@plutzer.at, moser@pflaphy.pph.univie.ac.at, saube@pflaphy.pph.univie.ac.at)

² Institut f. Stadt- und Regionalforschung d. Technischen Universität Wien, Karls gasse 13, A-1040 Wien (email: leopold.riedl@tuwien.ac.at)

Abstract

This study proposes a method aimed at modeling the potential distribution of breeding bird species in Austria. Using the ptarmigan (*Lagopus mutus*) as an example, we describe the application of the method with the aid of MapModels, which is a flowchart based modeling-tool for ArcView-GIS. Geographic regions with a high statistical probability of the potential occurrence of the ptarmigan are shown based on the use of Fuzzy-Logic and a chi-square test. A comparison of the model outcome with the actual distribution of the ptarmigan demonstrates a high degree of geographic overlap. This lends support to the suggestion that the model may be usefully applied to other breeding bird species too.

Zusammenfassung

Die vorliegende Arbeit beschreibt am Beispiel des Alpenschneehuhns (*Lagopus mutus*) eine Methode zur Modellierung der potentiellen Verbreitung der Brutvögel Österreichs. Mit Hilfe von MapModels, einer auf Datenflußgraphen basierenden Programmiersprache unter ArcView-GIS, und unter Verwendung von Fuzzy-Logic und einem Chi-Quadrat Test wurden Gebiete mit einer hohen Möglichkeit für das Vorkommen ausgewiesen und kartographisch dargestellt. Ein Vergleich der Modellergebnisse mit den Beobachtungsdaten zeigt eine gute Übereinstimmung.

1 Einleitung

Die hier vorgestellte Arbeit ist Teil des Moduls "BD1-Grundlagen der Biodiversität österreichischer Kulturlandschaften" des Forschungsschwerpunktes "Kulturlandschaft" im Auftrag des BMWV¹. Im Rahmen dieses Projektes wird eine experimentelle Freilandarbeit (Biodiversitätsanalyse auf lokaler und regionaler Ebene mit den Schwerpunkten Bodenenzymatik, Moose, Flechten, Gefäßpflanzen, Mollusken, Spinnen, Käfer, Ameisen und Heuschrecken) und auf überregionaler Ebene eine kompilative und prognostische

¹ Das Forschungsprojekt BD1, unter der Leitung von Univ.-Prof. Georg Grabherr, wird von BMWV und BMUJF kofinanziert.

Untersuchung durchgeführt. Als wesentlicher Bestandteil des letztgenannten Ansatzes wird für die Gruppen der Brutvögel und der Gefäßpflanzen die Artenanzahl pro Quadrant (eine Fläche die 3 x 5 Minutenfeldern entspricht, mit ca. 6,25 x 5,55 km Seitenlänge und durchschnittlich 34,7 km² Fläche, NIKLFELD 1978) abgeschätzt, um "hot- und cold-spots" der Artenvielfalt Österreichs zu identifizieren.

Zur Bearbeitung der Brutvögel wurde das Avifaunistische Archiv von Birdlife Österreich zur Verfügung gestellt, das Meldungen von Vogelbeobachtungen im gesamten Bundesgebiet dokumentiert. Da die Bearbeitungsdichte dieses Datensatzes aufgrund regional unterschiedlicher Kartierungsintensität österreichweit inhomogen ist, wird für alle Brutvogelarten eine Modellierung des potentiellen Verbreitungsgebietes angestrebt. Für die Erstellung der Karten der potentiellen Verbreitung werden die Daten des Avifaunistischen Archivs mit Karten von Umweltparametern (sog. Kollateraldaten) in Beziehung gebracht, um aus den lokalen Kartierungsmeldungen flächenhafte Aussagen zu generieren. Eine Überlagerung aller Verbreitungsmodelle soll eine flächendeckende Prognose über die Artenanzahl ermöglichen.

Zur Modellierung potentieller Verbreitungsgebiete von Organismen wurden u.a. von ASPINALL & MATTHEWS (1994), HAUSSER (1995), WALKER (1990) unterschiedliche Methoden vorgestellt, die sich entsprechend der unterschiedlichen Struktur und räumlichen Auflösung des Datenmaterials unterscheiden. GENTILI (1992) und MAURER (1994) befassen sich in ihren Arbeiten mit der Prognose der Artenanzahl der Avifauna, wobei nicht die Auswertung potentieller Verbreitungskarten, sondern Interpolationsmethoden zur Anwendung kamen. Die Vielfalt der in der Literatur beschriebenen Methoden verdeutlicht, daß für die vorliegende Fragestellung keine Standardmethode zur Verfügung steht.

Um geeignete Methoden für die Bearbeitung des Datensatzes der österreichischen Avifauna zu finden, werden daher zur Zeit verschiedene Modellansätze anhand 18 ausgewählter Brutvogelarten getestet. Vorläufige Ergebnisse des Projektes werden am Beispiel des Alpenschneehuhns (*Lagopus mutus*) vorgestellt, einer Art, deren Vorkommen sich aufgrund ihrer spezifischen Lebensraumanprüche relativ leicht modellieren läßt.

2. Material und Methode

2.1. Daten

Das Avifaunistische Archiv von Birdlife Österreich diente als Grundlage für den "Atlas der Brutvögel Österreichs" (DVORAK et al. 1993) und enthält in der vorliegenden Fassung 497.586 Kartierungseinträge mit 227 (Unter-) Arten. In der Datenbank wird zwischen nachgewiesenen, wahrscheinlichen und möglichen Brutmeldungen nach den Richtlinien des Europäischen Ornithologischen Atlas-Komitees (SHARROCK 1973) unterschieden. Die räumliche Auflösung beträgt ein geographisches Minutenfeld (ca. 1,25 x 1,85 km Seitenlänge mit durchschnittlich 2,3 km² Fläche).

Wie bei den meisten biologischen Kartierungsdaten ist nur das definitive Vorhandensein (presence) von Brutereignissen dokumentiert, während das nachgewiesene Fehlen einer Art (absence) nicht explizit vermerkt wird. Die unterschiedliche Bearbeitungsdichte innerhalb

des Bundesgebietes führt zu einer diskontinuierlichen räumlichen Aussagekraft des Datensatzes.

An weiteren räumlichen Informationen stehen folgende Karten digital zur Verfügung:

Tab. 1: Übersicht über die zur Verfügung stehenden thematischen Karten zur Modellierung der potentiellen Verbreitungskarten.

Thema	Quelle	Maßstab
Höhenmodell	Institut f. Photogrammetrie und Fernerkundung, Technische Universität Wien	250 x 250 m Zellen
Kulturlandschaftstypenreihen	Institut f. Pflanzenphysiologie, Abt. f. Vegetationsökologie und Naturschutzforschung, Universität Wien	1:500000
Hemerobie der Österreichischen Wälder	Institut f. Pflanzenphysiologie, Abt. f. Vegetationsökologie und Naturschutzforschung, Universität Wien	1:500000
Moore	Institut f. Pflanzenphysiologie, Abt. f. Vegetationsökologie und Naturschutzforschung, Universität Wien	1:50000
Corine-Landcover	Umweltbundesamt	1:100000
Klimatypen	Atlas der Republik Österreich	1:1000000
Waldwuchsgebiete	Forstliche Bundesversuchsanstalt Wien	1:500000
Gewässer	Bundesamt für Eich- und Vermessungswesen	1:500000

2.2. Implementierungsplattform

Aufgrund der methodischen Anforderungen ergibt eine eingehende Bedarfsanalyse folgendes Profil an ein Implementierungswerkzeug eines räumlichen Erklärungs- und Entscheidungsmodells (vgl. dazu auch REINBERG 1998):

- Es muß für den inhaltlich orientierten Anwender (z.B. Biologen und Geographen) leicht durchschaubar und bedienbar sein.
- Es muß für ihn einfach an seine inhaltlichen Fragestellungen anpaßbar sein.
- Es muß die wiederholte Ausführung von einzelnen Analyseschritten bis hin zu komplexen Analyseabläufen unterstützen.
- Es muß häufig gebrauchte geographische und statistische Grundfunktionen bereits standardmäßig umfassen.
- Es muß diese Funktionen in modularer Form und eine benutzerfreundliche Integration in dessen komplexe Anwendung anbieten.
- Es muß prinzipiell im Funktionsumfang erweiterbar sein.
- Es muß möglichst leicht in bestehende Hard- und Softwareumgebungen integrierbar sein.

Für das hier vorgestellte Forschungsprojekt wurde die ArcView-Erweiterung MapModels (RIEDL & KALASEK 1998) als Arc/Info-kompatible Implementierungsplattform gewählt. MapModels ist eine auf Flowcharts aufgebaute visuelle Programmiersprache zur Erstellung räumlicher Analysemodelle (siehe Abbildung 2). Ein anwendergerechtes, intuitives, graphisches Interface gibt dem Benutzer von MapModels weitgehende Möglichkeiten zur explorativen Modellierung und Analyse räumlicher Fragestellungen. Die Grundfunktionen

von MapModels sind anhand der bewährten Logik der MapAlgebra zur analytisch-kartographischen Modellierung (TOMLIN 1990) strukturiert.

Die in Form von direkt ausführbaren Flußdiagrammen organisierten Modelle werden durch einfache Benutzerinteraktion mit der Maus aufgebaut und erweitert. Sie dienen sowohl der Steuerung als auch der Dokumentation des Analyseprozesses, was gleichermaßen die inhaltliche wie methodische Nachvollziehbarkeit und Transparenz fördert.

Ein Hauptvorteil von MapModels liegt darin, daß es das vertraute Konzept von Flußdiagrammen als prägendes Leitbild an der Benutzerschnittstelle (beim Modellaufbau) einsetzt. Dabei repräsentieren die Modellbausteine als Knoten in einem gerichteten Graphen atomare Funktionen, welche bestimmte (frei definierbare) Inputs in ihre jeweiligen Outputs transformieren. Bei einer Änderung von Modellparametern können die Ergebnisse automatisch aktualisiert werden (live update), was neben einer wesentlichen Erleichterung im Datenumgang zu einer Erhöhung der internen Modellkonsistenz führt.

Aufgrund des objektorientierten Entwurfs und der Dokumentation des internen, syntaktischen Aufbaus von MapModel-Basisfunktionen (RIEDL 1998), kann der zur Verfügung stehende Funktionsumfang jederzeit beliebig erweitert werden.

2.3. Modellansatz

Um eine rasterorientierte Auswertung der Daten mit MapModels zu ermöglichen, wurden alle Vektordaten in Grids mit einer Zellenseitenlänge von 250 m (auf der Basis des Höhenmodells) konvertiert.

Die Vogelkartierungsdaten wurden ebenfalls in Rasterform übergeführt, wobei für jede einzelne Brutvogelart ein separates Grid erstellt wurde. Dabei wurden jene Minutenfelder, in denen es nachgewiesene oder wahrscheinliche Brutmeldungen für eine Art gibt, in Zellen mit dem Wert 1 transformiert.

Die Kollateraldaten wurden in Anlehnung an EASTMAN et al. (1993) in "factors" (Faktoren) und "constraints" (Beschränkungen) unterteilt.

Faktoren:

Faktoren sind kontinuierliche Daten, deren Ausprägung eine ebenso kontinuierliche positive oder negative Auswirkung auf die zu erklärende Variable hat. Faktoren sind im vorhandenen Datensatz das Höhenmodell und daraus abgeleitete Parameter. Da die Seehöhe einen entscheidenden Einfluß auf jene Umweltparameter ausübt, die die Überlebensmöglichkeit von Organismen bestimmen (GRABHERR 1997), wird das Höhenmodell bei allen Vogelarten in das Verbreitungsmodell integriert.

Zur Modellierung der kontinuierlichen Faktoren werden Fuzzy-Membershipfunktionen herangezogen (PLUTZAR & LOIBL 1994, BLASCHKE 1997a), die allen Zellen des Untersuchungsgebietes einen Möglichkeitswert für das Vorkommen einer Art zuordnen. Im Fall des Höhenmodells kommen je nach Vogelart zwei Funktionen zum Einsatz (Abbildung 1). Funktion a wird verwendet, wenn eine Art den Schwerpunkt ihrer Vertikalverbreitung in höheren Lagen hat und nicht im Flachland vorkommt. Funktion b wird für Arten eingesetzt, deren Abundanz mit zunehmender Höhe abnimmt. Für die Erstellung der Funktionen werden drei Kennwerte der Fundortverteilung innerhalb des Faktors Seehöhe herangezogen: der kleinste und der größte Merkmalswert (min_s, max_s) sowie der Median (med_s), als gegenüber Ausreißern robuster Zentralwert (SACHS 1992).

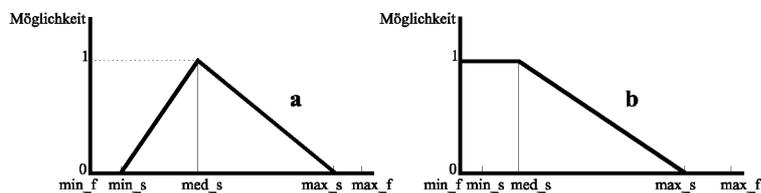


Abb. 1: Darstellung der Fuzzy - Membership - Funktionen.
min_f: minimale Ausprägung des Faktors im Untersuchungsgebiet; *max_f*: maximale Ausprägung des Faktors im Untersuchungsgebiet; *min_s*: kleinster besetzter Faktorwert der Häufigkeitsverteilung einer Spezies; *med_s*: Median der Häufigkeitsverteilung einer Spezies; *max_s*: größter Faktorwert der Häufigkeitsverteilung einer Spezies.

Für die Berechnung dieser Kennwerte wurde eine MapModel-Komponente programmiert, die Minimum, Maximum und Median als deskriptive statistische Maßzahlen für die Verschneidungsergebnisse zwischen dem Vogelkartierungsgrid und den Kollateraldatengrids liefert (Abbildung 2a).

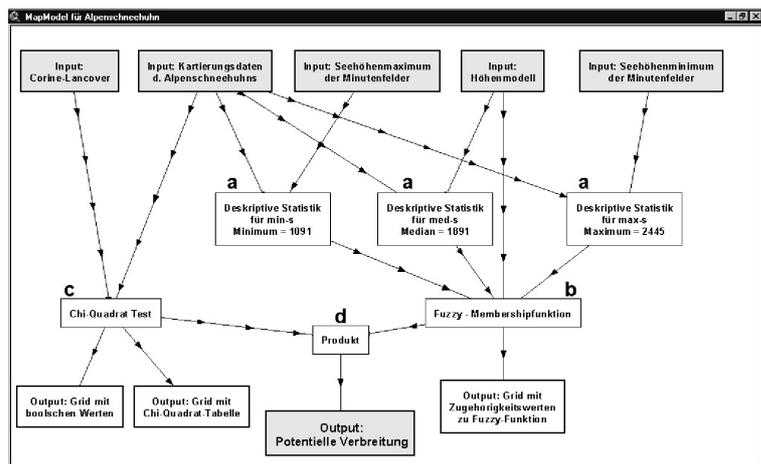


Abb. 2: MapModel zur Erstellung der potentiellen Verbreitung des Alpenschneehuhns.

Aufgrund der großen Varianz der Seehöhe innerhalb der Minutenfelder, wurde als Vorbereitung eine deskriptive Statistik der Höhenwerte für jedes Minutenfeld errechnet, aus welcher zwei Grids generiert wurden: einmal wurde allen Zellen innerhalb eines Minuten-

feldes das Seehöhenmaximum des Minutenfeldes zugeordnet, in einem anderen Grid das Seehöhenminimum.

Zur Berechnung des Minimumwertes (min_s) wurde das Kartierungsdatengrid mit dem Seehöhenmaximumgrid räumlich verschnitten und der kleinste Ergebniswert verwendet. Der Maximumwert (max_s) ergibt sich aus der Verschncheidung mit dem Seehöhenminimumgrid unter Verwendung des größten Werts. Als Grundlage für den Median (med_s) diente das Original-Höhenmodell. Durch diese Vorgangsweise konnte die beste Annäherung an die Vertikalverbreitung des Alpenschneehuhns (siehe DVORAK et al. 1993) erreicht werden. Diese Kennwerte fließen in die Fuzzy-Komponente (Abbildung 2b) zur Berechnung der Möglichkeitswerte $[0,1]$ ein.

Constraints:

Als Beschränkungen (constraints) werden nominale und ordinale Variablen definiert, deren Ausprägungen einen ein- oder ausschließenden Charakter in bezug auf das potentielle Vorkommen einer Art aufweisen. Dies trifft auf alle Kollateraldaten (Tabelle 1) mit Ausnahme des Höhenmodells und seiner Derivate zu. Um den Einfluß der Ausprägungen der Umweltparameter auf die Verbreitung der Brutvögel zu überprüfen, wird ein Chi²-Test (siehe Abbildung 2c) durchgeführt (AGEE et al. 1989, ASPINALL 1992, BLASCHKE 1997b).

Der Chi²-Test vergleicht eine beobachtete mit einer erwarteten Häufigkeitsverteilung und zeigt über einen Kennwert (Chi²-Wert) an, ob sich die beobachtete Häufigkeitsverteilung signifikant von der erwarteten unterscheidet. Dazu wird ein Vogelkartierungsgrid mit einem nominal oder ordinal skalierten Kollateralatengrid räumlich verschnitten.

Die beobachtete Häufigkeit ergibt sich aus den absoluten Häufigkeiten der Vogelfundverteilung pro Kollateralatendatenklasse (1 bis k).

Für jede Klasse des Umweltparameters werden aus den beobachteten (b_i) und erwarteten Häufigkeiten (e_i) sog. Abweichungswerte (a_i) berechnet, wobei eine Stetigkeitskorrektur nach Yates (YAMANE 1981) integriert ist. Der χ^2 -Wert ist die Summe aller Abweichungswerte.

$$e_i = \frac{c_i}{\sum_{i=1}^k c_i} * \sum_{j=1}^k b_j \quad a_i = \frac{(|b_i - e_i| - \frac{1}{2})^2}{e_i} \quad \chi^2 = \sum_{i=1}^k a_i$$

[Formel 1] *[Formel 2]* *[Formel 3]*

e_i = erwartete Häufigkeit einer Klasse

c_i = Zellenanzahl der Klasse i im Kollateralatengrid

b_j = beobachtete Häufigkeit

a_i = Abweichungswert

χ^2 = Chi-Quadrat-Wert

Im vorliegenden Fall wurde das Signifikanzniveau auf 0,1% festgelegt; auf diesem Niveau sind alle Abweichungswerte $>10,8$ signifikant (ZÖFEL 1992).

Für den Chi²-Test wurde eine MapModel-Komponente programmiert, um jene Klassen innerhalb von Kollateralatendaten aufzufinden, in denen signifikant viele Brutvorkommen einer Art gemeldet wurden (Abbildung 2c).

Die Chi²-Komponente liefert zwei Ergebnisse:

- ein Grid mit booleschen Werten, in denen Flächen mit signifikant vielen Meldungen der Wert 1 und den übrigen der Wert 0 zugeordnet wird
- und eine Tabelle mit den Ergebniswerten des Chi²-Testes (beobachtete Häufigkeiten, erwartete Häufigkeiten, Chi²-Wert, Abweichungswerte, siehe Tabelle 2).

Für das Alpenschneehuhn wurde als constraint nur Corine-Landcover ausgewählt. Aufgrund der kleinen Gesamtfläche einiger Kategorien war es für die Durchführung des Chi²-Tests notwendig, einige Landbedeckungsklassen zusammenzufassen. In der Chi²-Komponente wurden zuerst die beiden Eingangsgrids (Kartierungsdaten und Corine-Landcover) miteinander verschnitten. Für jede Klasse wurde dann die Anzahl der beobachteten Häufigkeiten festgestellt (Tabelle 2: *Beob_h*). Die erwarteten Häufigkeiten (Tabelle 2: *Erw_h*) wurden mittels Division der Anzahl der Zellen einer Klasse (Tabelle 2: *Count*) durch die Gesamtanzahl aller Zellen und anschließender Multiplikation mit der Gesamtanzahl der beobachteten Häufigkeiten berechnet (Formel 1). Aus der beobachteten und der erwarteten Häufigkeit wurde der Abweichungswert (Formel 2, Tabelle 2: *Abw_wert*) berechnet. Ist der Abweichungswert auf dem 0,1% Niveau signifikant und die beobachtete Häufigkeit größer als die erwartete, beträgt der Endwert für die jeweilige Klasse (Tabelle 2: *End_wert*) 1, ansonsten ist er 0. Um zu überprüfen, ob sich die Gesamtverteilung der beobachteten Häufigkeiten signifikant von der erwarteten unterscheidet, wurde aus der Summe der Abweichungswerte der Chi²-Wert (Formel 3, Tabelle 2: *Chi_quad*) berechnet. Dadurch kann getestet werden, ob der betreffende Umweltparameter überhaupt einen Einfluß auf die Verteilung der Fundorte hat, oder ob diese hinsichtlich des Parameters zufällig verteilt sind. Ist der Chi²-Wert größer als ein Prüfwert ist der Unterschied zwischen den Verteilungen signifikant. Der Prüfwert für ein 0,1%-Signifikanzniveau und 20 Freiheitsgrade (= Anzahl der Klassen -1) beträgt 37,6 (ZÖFEL 1992).

Tab. 2: Ergebnistabelle des Chi²-Testes. *Corine-Klasse*: entspricht der Corine-Landcover Nomenklatur (AUBRECHT 1998); *Count*: Anzahl der Zellen pro Corine-Klasse; *Beob_h*: Beobachtete Häufigkeiten; *Erw_h*: Erwartete Häufigkeiten; *Abw_wert*: Abweichungswert; *End_wert*: boolescher Endwert; *Chi_quad*: Chi²-Wert.

Corine-Klasse	Count	Beob_h	Erw_h	Abw_wert	End_wert	Chi_quad
städtisch mit durchgängiger städtischer Prägung	1120	0	8.642	7.671	0	30397.100
städtisch mit nicht durchgängiger städtischer Prägung	19624	0	151.418	150.420	0	30397.100
Industrie-, Gewerbe- und Verkehrsflächen	1631	0	12.585	11.605	0	30397.100
Abbauflächen	978	0	7.546	6.579	0	30397.100
künstlich angelegte nicht landwirtschaftlich genutzte Flächen	515	0	3.974	3.037	0	30397.100
nicht bewässertes Ackerland	181160	0	1397.825	1396.825	0	30397.100
Weinbauflächen	3289	0	71.674	70.677	0	30397.100
Wiesen und Weiden	140259	74	1082.234	938.363	0	30397.100
heterogene landwirtschaftliche Fläche mit komplexer Parzellenstruktur	141496	0	1091.779	1090.779	0	30397.100
landw. genutztes Land mit Flächen natürlicher Vegetation von signifikanter Größe	10850	0	83.718	82.721	0	30397.100
Laubwälder	49033	46	378.337	291.052	0	30397.100
Nadelwälder	362485	1863	2796.768	311.428	0	30397.100
Mischwälder	172756	485	1332.980	564.541	0	30397.100
natürliches Grünland (alpine Matten)	68629	4289	685.402	18941.139	1	30397.100
Heiden und Moorheiden (Latschen)	27871	642	215.052	845.646	1	30397.100
Wald / Strauch Übergangstadien	5496	180	42.407	443.193	1	30397.100
Felsflächen ohne Vegetation	59782	1626	461.276	2938.401	1	30397.100
Felsflächen mit spärlicher Vegetation	35916	1056	277.127	2186.233	1	30397.100
Gletscher / Dauerschneegebiet	9002	19	69.459	35.934	0	30397.100
Feuchtwiesen im Landesinneren	2380	0	18.364	17.378	0	30397.100
Gewässertäler	3245	0	25.038	24.048	0	30397.100
Wasserflächen	6919	7	53.387	39.440	0	30397.100

Um eine Synthese aus den Ergebnissen der Fuzzy- und der Chi²-Komponente zu ermöglichen wird für die potentielle Verbreitung schließlich das Produkt gebildet (Abbildung 2d):

Flächen, die sich zwar in einer geeigneten Höhenlage befinden, aber eine für das Alpenschneehuhn ungeeignete Landbedeckung aufweisen, werden durch die Multiplikation ausgeschlossen. Zellen mit passender Landbedeckung werden auf Basis der Seehöhe durch kontinuierliche Möglichkeitswerte bewertet.

Um eine Aussage auf dem Niveau eines Quadranten treffen zu können, wurde das Resultat mit dem Quadrantennetz verschnitten. Für jeden Quadranten wurde sowohl der Mittelwert (Abbildung 3c) und als auch das Maximum (Abbildung 3d) der Ergebniswerte der 250 x 250 m Zellen herangezogen.

3. Ergebnisse

Die Fuzzy-Komponente (Abbildung 2b) liefert ein Ergebnisgrid, das die Möglichkeit des Auftretens eines Brutereignisses des Alpenschneehuhns anhand des Faktors "Seehöhe" im österreichischen Bundesgebiet beschreibt (Abbildung 3a).

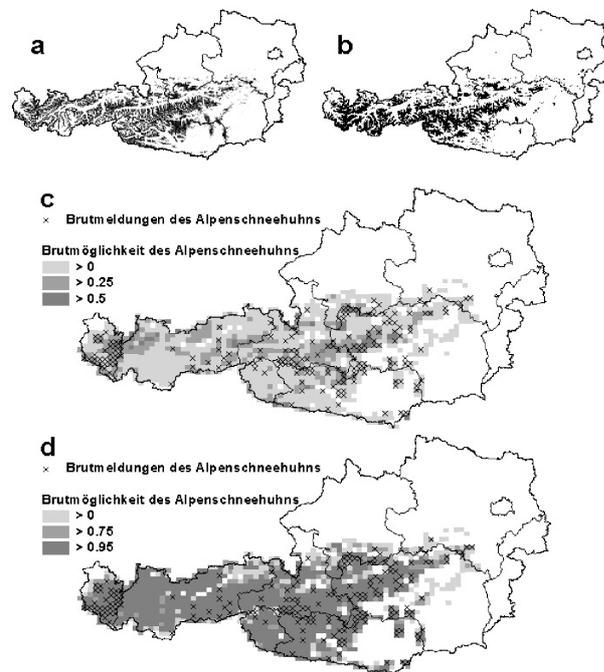


Abb. 3: Ergebnisse: a: Fuzzy-Membershipfunktion; b: Chi² - Test; c: Aggregation auf Quadrantenbasis (Mittelwert); d: Aggregation auf Quadrantenbasis (Maximum)

Das Ergebnis der Chi²-Komponente (Abbildung 2c) ist ein Grid, das Flächen mit einer Eignung für das Vorkommen des Alpenschneehuhns anhand von Corine-Landcover ausweist (Abbildung 3b), und die Tabelle des Chi²-Testes (Tabelle 2).

Für Corine-Landcover werden folgende Klassen für das Alpenschneehuhn als potentiell Brutgebiet ausgewiesen: 321 (Natürliches Grünland = Alpine Matten), 322 (Heiden und Moorheiden = Latschen), 324 (Wald/Strauch Übergangsstadien), 332 (Felsflächen ohne Vegetation) und 333 (Flächen mit spärlicher Vegetation) (vgl. Tabelle 2).

Das potentielle Verbreitungsgebiet des Alpenschneehuhns erstreckt sich über den gesamten alpinen Raum (Abbildung 3c, d), wobei die Möglichkeit in den Zentralalpen am größten ist und gegen die Ränder hin abnimmt. Auch in Bereichen der Tallagen (z.B. Inn-, Salzach-, Enns-, Drautal) nimmt die Möglichkeit ab.

4. Diskussion und Ausblick

Das Alpenschneehuhn eignet sich als ökologischer Spezialist mit klar abgegrenzten Ansprüchen an den Lebensraum (alpine Rasen und Zwergstrauchheiden) sehr gut, um Methoden zur Erstellung der potentiellen Verbreitung zu testen.

Die Kombination von Corine-Landcover und dem Höhenmodell führt zu Ergebnissen, die mit Literaturangaben (DVORAK et al. 1993) im wesentlichen übereinstimmen.

Als arktisch-alpines Faunenelement bevorzugt das Alpenschneehuhn vegetationsarme Bereiche des Hochgebirges. Das Höhenmodell liefert eine graduelle Wertigkeit innerhalb der ausgewiesenen Flächen. Die kartierten Fundmeldungen liegen bis auf eine Ausnahme (Steiermark: Stubalpe) alle innerhalb des potentiellen Verbreitungsgebietes, in den meisten Fällen im Bereich hoher Möglichkeit.

Der Vergleich zwischen potentiell Brutgebiet und den tatsächlich kartierten Brutvorkommen des Alpenschneehuhns offenbart die unterschiedliche Bearbeitungsdichte in Österreich (vgl. DVORAK et al. l.c., S15). Die scharfe Grenze der Kartierungen am Arlberg zeigt, daß es in Tirol keine vergleichbare flächendeckende Erhebung wie in Vorarlberg gab. Generell sind die Hochlagen erst unzureichend kartiert (DVORAK et al. l.c.). Obwohl z.B. in der Steiermark 1989 und 1990 die Brutvogelkartierung auch in den Alpengebieten intensiviert wurde, gelten die Niederen Tauern und die Steirisch-Niederösterreichischen Kalkalpen als unvollständig kartiert (SACKL & SAMWALD 1997). In weiterer Folge sollen die berechneten Potentialkarten als Entscheidungshilfen für gezielte Freilandhebungen genutzt werden, da eine flächendeckende Kartierung Österreichs auch in Zukunft kaum möglich sein wird.

Ein Vergleich der Ergebniskarten (Abbildung 3c und 3d) zeigt, daß die Verwendung des Mittelwertes bzw. des Maximums zur Beurteilung eines Quadranten eine im wesentlichen identische Grundaussage liefert. Es sind allerdings graduelle Unterschiede erkennbar, die auf unterschiedliche Betrachtungsweisen des MapModel-Ergebnisses zurückzuführen sind. Die Verwendung des Mittelwertes berücksichtigt die Werte aller 250 x 250 Zellen und liefert als gemittelte Aussage über den ganzen Quadranten eine Angabe über die zur Verfügung stehende Größe an geeignetem Brutlebensraum. Bei Einsatz des Maximums reicht eine einzige Zelle mit einem hohen Wert aus um dem ganzen Quadranten eine hohe Möglichkeit zuzuordnen. Während die Maximum-Ergebniskarte die Grenzen eines geschlossenen Verbreitungsgebietes mit seinen Vorposten und Rändern zeigt, ist in der Mittelwert-Ergebniskarte eine Differenzierung innerhalb des Verbreitungsgebietes besser

erkennbar. Diese Differenzierung ermöglicht eine detaillierte Aussage über die Antreffwahrscheinlichkeit des Alpenschneehuhns als Brutvogel.

Für die Modellierung weiterer Vogelarten wird es notwendig sein, Kombinationen von Umweltparametern (Tab. 1) zu finden, die eine optimale Beschreibung der potentiellen Verbreitung erlauben. So wird voraussichtlich die Integration des Parameters "Gewässer" eine entscheidende Rolle für die Modellierung der Verbreitung von Wasservögeln haben, während für Vögel, die natürliche und naturnahe Wälder bevorzugen, der Parameter "Hemerobie" (Grad der anthropogenen Beeinflussung) wesentlich sein wird. Für die Auswahl der zu verwendenden Parameter sind neben geeigneten statistischen Methoden wissenschaftliche Entscheidungen vorgesehen.

Für die praktische Arbeit erwies sich in dieser ersten, "eher explorativen" Projektphase der Einsatz von MapModels als sehr hilfreich. Durch die visuelle Modellierungsoberfläche wird die interdisziplinäre Zusammenarbeit von fachlichen Experten (z.B. Biologen) und Geoinformatikern wesentlich erleichtert. Weiters wird der Programmieraufwand durch den modularen Aufbau der Modelle minimiert. Durch den Einsatz der objektorientierten Programmiersprache Avenue kann die Palette der bereits implementierten Funktionen einfach erweitert werden und bei Bedarf an projektspezifische Anforderungen angepasst werden. Dies ermöglicht, die mehr als 200 in Österreich vorkommenden Brutvogelarten unter einem vertretbaren Zeitaufwand umfassend zu bearbeiten und dadurch erstmals einen flächendeckenden Überblick über deren potentiellen Brutareale und Diversität zu liefern.

5. Literatur

- Agee, J.K., S.C.F. Stitt, M. Nyquist & R. Root (1989): *A geographic analysis of the historical grizzly bear sightings in the North Cascades*. Photogrammetric Engineering & Remote Sensing, 55 (11): 1637-1642.
- Aspinall, R. (1992): *An inductive modelling procedure based on Bayes' theorem for analysis of pattern in spatial data*. Int. J. Geographical Information Systems, 6/2: 105-121.
- Aspinall, R. & K. Matthews (1994): *Climatic change impact on distribution and abundance of wildlife species: an analytical approach using GIS*. Environmental Pollution, 86: 217-223.
- Aubrecht, P. (1998): *Corine Landcover Österreich. Vom Satellitenbild zum digitalen Bodenbedeckungsdatensatz*. Monographien des Umweltbundesamtes, 93. 61 S.
- Blaschke, T. (1997a): *Unschärfe und GIS: "Exakte Planung mit unscharfen Daten"*. In: Schrenk, M. (ed.): *Computergestützte Raumplanung*. Beiträge zum Symposium CORP'97: 39-50. 320 S.
- Blaschke, T. (1997b): *Landschaftsanalyse und -bewertung mit GIS. Methodische Untersuchungen zu Ökosystemforschung und Naturschutz am Beispiel der bayerischen Salzachauen*. Forschungen zur deutschen Landeskunde, Bd. 243, Trier.
- Dvorak, M., A. Ranner & H.-M. Berg (1993): *Atlas der Brutvögel Österreichs. Ergebnisse der Brutvogelkartierung 1981-1985 der Österreichischen Gesellschaft für Vogelkunde*. Herausgegeben vom Umweltbundesamt; Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie. 527 S.
- Eastman, R., P. Keym, J. Toledano & W. Jin (1993): *GIS and decision making*. UNITAR Explorations in Geographic Information Systems Technology, vol. 4, 69-91, Geneva.

- Gentili, J. (1992): *Numerical clines and escarpments in the geographical occurrence of avian species; and a search for relevant environmental factors*. EMU, 92: 129-140.
- Grabherr, G. (1997): *The high-mountain ecosystems of the alps*. In: Wielagolaski, F.E. (ed.): *Ecosystems of the world*, 3: 97-121.
- Hausser, J. (ed.) (1995): *Säugetiere der Schweiz. Mammifères de la Suisse. Mammiferi della Svizzera*. Denkschriften der Schweizerischen Akademie der Naturwissenschaften, Band 103. 501 S.
- Maurer, B.A. (1994): *Geographical population analysis: tools for the analysis of biodiversity*. Methods in Ecology. Blackwell Scientific Publications. 130 S.
- Niklfeld, H. (1978): *Grundfeldschlüssel für die Kartierung der Flora Mitteleuropas, südlicher Teil*. Herausgegeben von der Zentralstelle für Florenkartierung am Institut für Botanik der Universität Wien. 22 S.
- Plutzer, C. & W. Loibl (1994): *GIS gestützte Analyse der Areale von Lacertiden (Sauria: Reptilia) Ostösterreichs*. In: Strobl, J. & F. Dollinger (eds.): *Angewandte Geographische Informationsverarbeitung VI*. Salzburger Geographische Materialien, 21: 563-574.
- Reinberg, S. (1998): *Räumliche Entscheidungsfindungsprozesse und Modellbildung*. In: Strobl, J. & F. Dollinger (eds.): *Angewandte Geographische Informationsverarbeitung; Beiträge zum AGIT-Symposium Salzburg 1998*; Wichmann Verlag Heidelberg, 1998: 269-278.
- Riedl, L. (1998): <http://esrnt1.tuwien.ac.at/MapModels/MapModels.htm>, MapModels-Homepage mit gratis-Download einer Demoversion von MapModels inkl. Demodaten und voller Dokumentation.
- Riedl, L. & R. Kalasek (1998): *MapModels – Programmieren mit Datenflußgraphen*. In: Strobl, J. & F. Dollinger (eds.): *Angewandte Geographische Informationsverarbeitung; Beiträge zum AGIT-Symposium Salzburg 1998*; H. Wichmann Verlag Heidelberg; 1998: 279-288.
- Sachs, L. (1992): *Angewandte Statistik. Anwendung statistischer Methoden*. Springer Verlag. 848 S.
- Sackl, P. & O. Samwald (1997): *Atlas der Brutvögel der Steiermark*. Sonderheft zu den Mitteilungen Landesmuseum Joanneum Zoologie, Graz. 432 S.
- Sharrock, J.T.R. (1973): *Ornithological Atlases*. Auspicium 5 (Suppl.): 13-15.
- Tomlin, C. D. (1990): *Geographic information systems and cartographic modelling*. Prentice-Hall, Englewood Cliff, New Jersey, 1990. 249 S.
- Walker, P.A. (1990): *Modelling wildlife distributions using a geographic information system: kangaroos in relation to climate*. J. Biogeogr., 17: 279-289.
- Yamane, T. (1981): *Statistik, Ein einführendes Lehrbuch. Band 2*. Fischer Taschenbuch Verlag. 426 S.
- Zöfel, P. (1992): *Statistik in der Praxis*. UTB Gustav Fischer Verlag. 422 S.

9 Publikation 4: Plutzar et al. (2008) Diversitätsmuster der Brutvögel Österreichs

Plutzar, C, Pollheimer, M & Sauberer, N (2008):

Diversitätsmuster der Brutvögel Österreichs.

In: Sauberer, N, Moser, D & Grabherr, G (eds.) Biodiversität in Österreich.

Räumliche Muster und Indikatoren der Arten- und Lebensraumvielfalt. Zürich, Bristol-Stiftung; Bern, Stuttgart, Wien, Haupt. 313 pp.

5 Diversitätsmuster der Brutvögel Österreichs

Christoph Plutzar, Martin Pollheimer & Norbert Sauberer

5.1 Einleitung

Verbreitungsmuster von Brutvögeln werden von vielen Faktoren beeinflusst, die auch deren Erforschung erschweren. So sind Vögel äußerst mobile Tiere mit oft dynamischen Verbreitungsgrenzen. Eine Reihe von Vogelarten hat in den letzten Jahrzehnten ihr Areal kontinuierlich, oft über Hunderte von Kilometern, ausgeweitet (z.B. Türkentaube oder Karmingimpel), während die Areale anderer schrumpfen (z.B. Rötelfalke oder Blauracke). Jede Bestandsaufnahme muss somit ein „Schnappschuss“ bleiben. Auch gibt es Vogelarten, deren Lebensweise eine Untersuchung ihrer Verbreitung im Rahmen üblicher Vogelkartierungen erschwert oder gar unmöglich macht – so etwa nachtaktive oder alpine Arten (z.B. Steinhuhn oder Alpensegler).

Ein Grossteil des heutigen Wissens über Verbreitung und Bestandsgrößen der in Österreich vorkommenden Vogelarten ist einer wachsenden Zahl von Hobby- und Amateur-Vogelkundlerinnen und -Vogelkundern zu verdanken. Die von ihnen gesammelten Beobachtungsdaten werden in der Regel an eine große nationale Vogelschutzorganisation, in unserem Fall BirdLife Österreich, weitergeleitet und von dieser archiviert und ausgewertet. Trotz des erfreulichen Zuwachses an Beobachtungen und Daten bestehen noch immer Lücken in der Kenntnis über unsere „gefiederten Freunde“. Neben einer Reihe offener ökologischer und biologischer Fragestellungen sind die Verbreitungsgebiete vieler Vogelarten in Österreich, vor allem in unzugänglichen alpinen Regionen, auch nach allen Bemühungen, nicht restlos geklärt.

Einen Überblick über den Status und die Verbreitung der Brutvögel für das österreichische Bundesgebiet gibt der „Atlas der Brutvögel Österreichs“ (DVOŘAK *et al.* 1993). Dieser basiert auf der Datengrundlage des „Avifaunistischen Archivs“ von BirdLife Österreich. Der Atlas führt 250 Brutvogelarten an, davon sind 200 regelmäßig brütende, autochthone Arten; 39 Arten sind autochthon doch unregelmäßig brütend oder ausgestorben. Weitere 11 Arten sind eingebürgert, davon sind mittlerweile zwei weit verbreitet (Höckerschwan und Fasan).

Weiters liegen für viele österreichischen Bundesländer Atlaswerke oder Rote Listen vor. Diese geben zumeist einen aktuelleren Überblick über regionale Vogelbestände und ihre Gefährdung (Tab. 1).

Tabelle 1: Übersicht über die avifaunistische Literatur Österreichs und seiner Bundesländer.

Bundesland	Atlas	Rote Liste
Österreich gesamt	DVORAK <i>et al.</i> (1993)	FRÜHAUF (2005)
Burgenland	-	HERZIG (Hrsg., 1997)
Kärnten	FELDNER <i>et al.</i> (2006)	WAGNER (2006)
Niederösterreich	-	BERG (1997), z.T. mit Verbreitungskarten
Oberösterreich	BRADER und AUBRECHT (2003, wissenschaftliche Redaktion)	BRADER und WEISSMAIR (2003)
Salzburg	-	-
Steiermark	SACKL und SAMWALD (1997)	SACKL und SAMWALD (1997)
Tirol	MORITZ und BACHLER (2001) für Osttirol	LANDMANN und LENTNER (2001)
Vorarlberg	KILZER und BLUM (1991); neuer Atlas ist in Bearbeitung: geplantes Erscheinungsjahr etwa 2008	KILZER <i>et al.</i> (2002)
Wien	neuer Atlas ist in Bearbeitung: geplantes Erscheinungsjahr 2007	-

5.2 Die Brutvogelkartierung und das Avifaunistische Archiv von BirdLife Österreich

Die Durchführung der vogelkundlichen Kartierungen für den Österreichischen Brutvogelatlas wurde zum allergrößten Teil von interessierten Hobby-Mitarbeitern, vor allen von Mitgliedern von Birdlife Österreich ausgeführt. Der zeitliche Schwerpunkt dieser Datenaufnahme lag in den Jahren 1981 bis 1985, die räumliche Kartierungseinheit bildete eine geographische Minute (ca. 1,25 x 1,85 km Seitenlänge; vgl. Kap. A 4, Kasten 1). Bei den Felderhebungen wurde unterschieden, ob eine Brut der beobachteten Vogelart unwahrscheinlich, möglich oder wahrscheinlich war oder ob sie sogar nachgewiesen werden konnte. Diese Unterteilung erfolgte nach dem EOAC-Code (SHARROCK 1973).

Auch nach Fertigstellung des österreichischen Atlaswerkes sammelten Mitglieder von BirdLife weiterhin intensiv vogelkundliche Daten. Für die nachfolgenden Analysen und Darstellungen stand das Avifaunistische Archiv mit dem Stand von 1996 zur Verfügung. Alle raumbezogenen Auswertungen beziehen sich jedoch nicht auf die ursprünglichen Kartierungseinheiten des Gradminutennetzes, sondern wurden auf Basis der in vgl. Kap. A 4, Kasten 1 vorgestellten Quadranten durchgeführt.

Der gesamte auswertbare Datensatz umfasst an die 495.000 Meldungen, davon sind ca. 284.000 als mögliches, 114.000 als wahrscheinliches und knapp über 97.000 als nachgewiesenes Brutvorkommen bewertet worden. Eine Übersicht über den zeitlichen Verlauf der Datenbankeinträge zeigt Tabelle 2.

Tab. 2: Zeitlicher Verlauf der Einträge von Vogelbeobachtungen in der Datenbank von BirdLife Österreich (Stand 1996).

Zeitraum	Anzahl der Datenbankeinträge
Jahreszahl fehlt	3
vor 1950	11
1950 – 1959	134
1960 – 1969	664
1970 – 1979	6.284
1980 – 1989	407.346
1990 – 1996	80.457

Tab. 3: Aufteilung der Gefährdungskategorien der in vorliegender Arbeit berücksichtigten österreichischen Brutvogelarten (nach Frühauf 2005).

Kategorie	Beschreibung	Anzahl an Brutvogelarten
RE (Regional Extinct)	Ausgestorben oder verschollen	3
CR (Critically Endangered)	vom Aussterben bedroht	30
EN (Endangered)	Stark gefährdet	13
VU (Vulnerable)	Gefährdet	20
NT (Near Threatened)	Gefährdung droht	51
LC (Least Concern)	Nicht gefährdet	91
n.e.	Nicht eingestuft	6

Insgesamt wurden in der Datenbank 213 Brutvogelarten erfasst; davon scheinen etwa 55% in einer von insgesamt sechs Gefährdungskategorien auf (Tab. 3; Einstufung der Vogelarten nach FRÜHAUF 2005). Unterschiede zwischen Tabelle 3 und den Angaben von FRÜHAUF 2005 treten v.a. in der Kategorie Regional Extinct (RE) auf, da viele der ausgestorbenen Arten nicht mit aktuellen Daten im Avifaunistischen Archiv enthalten sind (bei Frühauf 2005 wurden insgesamt 234 Arten bewertet). Wie dynamisch sich die Populationen mancher Vogelarten entwickeln, zeigt auch die Tatsache, dass drei ehemals in Österreich ausgestorbene Brutvogelarten (Kaiseradler, Seeadler, Kormoran) zwischen 1996 und 2005 wieder kleine Brutbestände aufbauen konnten.

5.3 Kartierungslücken

Die Bearbeitungsdichte, ausgedrückt in der Anzahl der Kartierungstage pro Rasterfeld, des österreichischen Bundesgebiets ist äußerst heterogen (Abb. 1). Überdurchschnittlich gut bearbeitet sind das Bundesland Vorarlberg, Regionen um die Landeshauptstädte Salzburg (Flachgau) und Linz sowie um die Bundeshauptstadt Wien (Wiener Becken, Donauauen); dazu noch Teile des Waldviertels, das nördliche

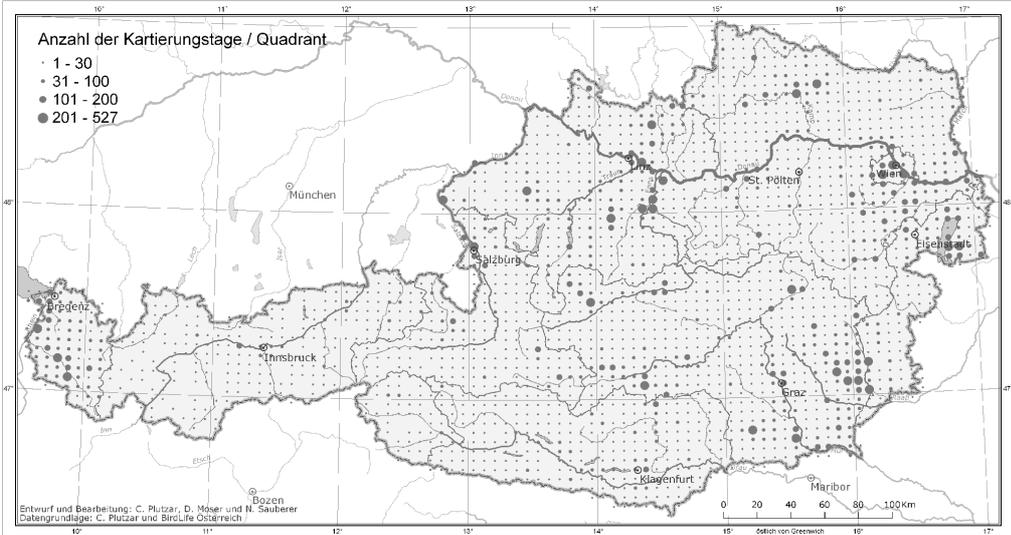


Abb. 1: Anzahl der Kartierungstage pro Quadrant (Stand 1996).

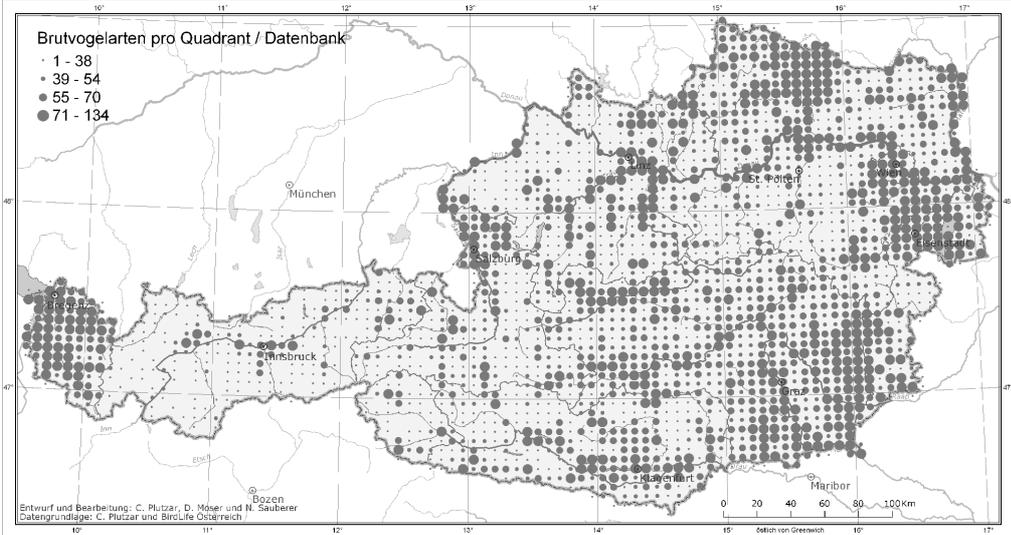


Abb. 2: Anzahl der Brutvogelarten pro Quadrant, basierend auf den Kartierungsgrundlagen des Avifaunistischen Archivs von BirdLife Österreich (Stand 1996).

Burgenland um den Neusiedlersee, das südliche und östliche Steirische Hügelland, das Steirische Ennstal und das Klagenfurter Becken. Große Erhebungslücken klaffen in weiten Teilen Tirols außerhalb der Täler, in Teilen Salzburgs und Kärntens, im Innviertel und dem westlichen Mühlviertel, in den Niederösterreichischen Voralpen sowie dem Alpenvorland, in Teilen des nordöstlichen Weinviertels und im Mittel-Burgenland.

Wie nicht anders zu erwarten, spiegelt sich dieser stark unterschiedliche Bearbeitungsaufwand auch in der Anzahl der in jedem Quadranten aufgefundenen Brutvogelarten wider (Abb. 2). Vergleicht man die Brutvogelartenzahl pro Quadrant mit dem Kartierungsaufwand zeigt sich, dass mit zunehmender Kartierungsdichte die Anzahl an beobachteten Brutvogelarten ansteigt und bei etwa 80 bis 120 Arten eine Sättigung eintritt (Abb. 3). Dabei sind jedoch Ursache und Wirkung im Einzelfall nicht immer leicht auseinanderzuhalten. In vielen Fällen wird die geringe Bearbeitungsintensität eine geringe Artenzahl nach sich ziehen. Es ist jedoch durchaus auch möglich, dass die Kartiererinnen und Kartierer selektiv jene Gebiete gemieden haben, die ihnen als wenig vielversprechend erschienen sind und gezielt die Regionen aufgesucht haben, in denen sie mit vielen und interessanten Brutvogelarten rechnen konnten (wie z.B. den Neusiedler See). In diesem Fall würde die Erwartung über die Anzahl der zu erfassenden Arten den Bearbeitungsaufwand bedingt haben.

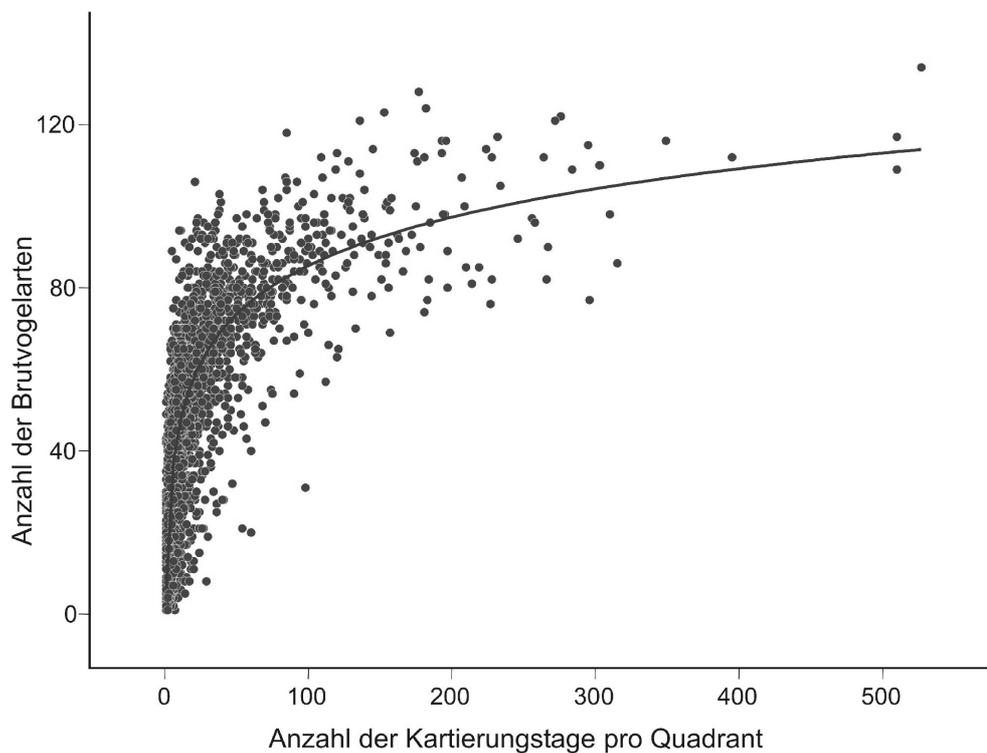


Abb. 3: Zusammenhang zwischen Kartierungsintensität und Brutvogelartenzahl, basierend auf dem Avifaunistischen Archiv von BirdLife Österreich (Stand 1996).

5.4 Modellierung

Diese Überlegungen machen deutlich, dass, bedingt durch die räumliche Heterogenität der Kartierungsintensität und schwierige Erfassbarkeit einiger Vogelarten, die auf reinen Kartierungsdaten basierenden Ergebnisse und Darstellungen über die Verbreitungsmuster österreichischer Brutvögel ein unvollständiges und damit eher unbefriedigendes Bild ergeben.¹ Daher wurde versucht, diese Kartierungslücken mit Hilfe von EDV-gestützten Modellen zu schließen, mit dem Ziel einen flächendeckenden Überblick über das räumliche Muster der Artenvielfalt der heimischen Avifauna zu erlangen.

Zunächst wurden weit verbreitete Vogelarten, deren Areal durch die Kartierungsdaten nur mangelhaft dargestellt ist (erste Gruppe), von jenen Arten unterschieden (zweite Gruppe), die entweder nur lokal vorkommen (und damit annähernd zu 100% erfasst sind, wie z.B. der Silberreiher, der ausschließlich am Neusiedler See brütet) oder deren Verbreitung aufgrund ihrer Lebensweise bzw. des Fehlens geeigneter thematischer Karten nicht sinnvoll modellierbar ist (z.B. Wiedehopf).

Für die erste Gruppe (insgesamt 119 Vogelarten; Tab. 4) wurde unter Verwendung eines Geographischen Informationssystems Flächen ermittelt, in denen die Arten zwar nicht kartiert wurden, die aber von ihren Lebensraumbedingungen den Gebieten ähnlich sind, von denen wahrscheinliche oder nachgewiesene Brutmeldungen vorlagen. Dazu wurden die tatsächlich beobachteten Vogelfunde mit verschiedenen thematischen Karten (Landbedeckung, Höhenlage, Landschaftstypen etc.) in Beziehung gebracht und durch expertengestützte Regeln ausgewertet und extrapoliert (PLUTZAR et al. 1999). Die Ergebnisse einer Modellierung hängen eng mit den Grundannahmen und von den verfügbaren Ausgangsdaten ab. Daher wird die Vorgangsweise anhand einer Vogelart demonstriert. Als Beispiel dient der Sperlingskauz (*Glaucidium passerinum*), ein sibirisches Faunenelement, dessen Habitate durch ein boreales-raues Klima gekennzeichnet sind und der durch die bestehenden Kartierungen nur unzureichend erfasst worden ist (DVORAK et al. 1993). Aufgrund seiner Lebensweise wurden die Variablen „Seehöhe“, „Nadelwalddichte“, „durchschnittliche Größe der Nadelwaldflächen“, „Kulturlandschaftstypen“ und „Hemerobie“ für die Modellierung ausgewählt. Abbildung 4 zeigt sowohl die Flächen mit vorhandenen Kartierungsdaten (möglich, wahrscheinlich, nachgewiesen) als auch Quadranten, in denen sich ein potenziell geeigneter Lebensraum für den Sperlingskauz befindet. Um Quadranten mit einer geringen Eignung als Brutlebensraum ausschließen zu können, wurde ein Flächen-Schwellenwert von 5% potenziell geeigneter Habitate im Quadranten festgelegt.

¹ Zwischen 1996 (dem Stand der Daten, die für diese Analyse zur Verfügung standen) und 2006 wurde gebietsweise, insbesondere aber in Oberösterreich und Kärnten (vgl. Tab. 1), eine substantielle Verbesserung der Datenlage erreicht. Trotzdem blieben noch immer zahlreiche räumliche Inhomogenitäten bestehen, sodass sich auch bei Verwendung der aktuellsten Daten nichts an der prinzipiellen Notwendigkeit einer Modellierung geändert hätte.

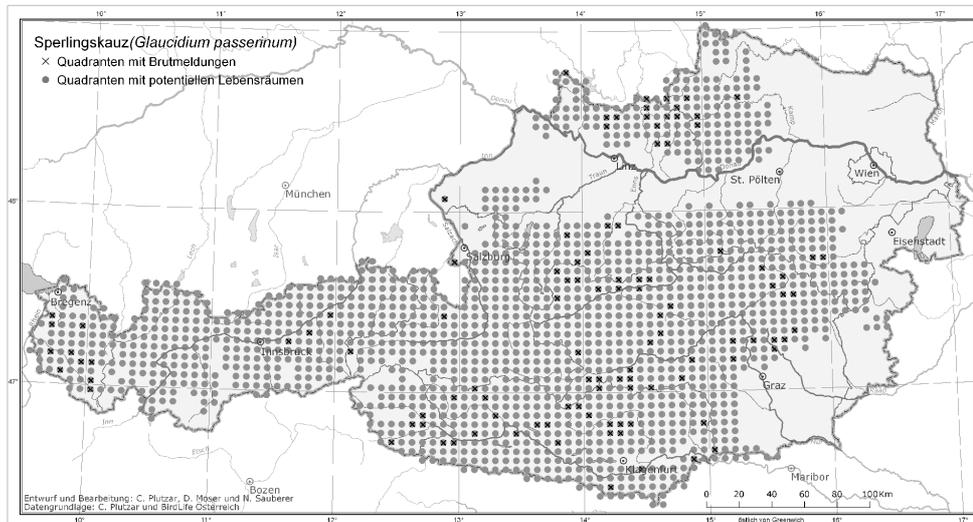


Abb. 4: Modellergebnis für den Sperlingskauz (*Glaucidium passerinum*).

Für die zweite Gruppe von Brutvögeln (Tab. 4) wurden aus dem Archiv von BirdLife Österreich die Originalverbreitungskarten übernommen (94 Vogelarten).

Zudem werden Muster der Vielfalt gefährdeter Brutvogelarten präsentiert. Als Kontrast wird das Muster der Arten der Roten Liste Österreichs (FRÜHAUF 2005; . Tab. 4) dem der im Anhang 1 der Vogelschutzrichtlinie angeführten Arten gegenübergestellt. Der Anhang I der Vogelschutzrichtlinie listet jene Arten auf, für die europaweit besondere Schutzmaßnahmen erforderlich sind.

Tab. 4: Übersicht der berücksichtigten Brutvogelarten. Arten, deren potenzielles Brutgebiet modelliert wurde, sind fett hervorgehoben. Einstufung der Roten Liste nach Frühauf (2005); Gefährdungskategorien siehe Tab. 3, außer n.e. = nicht eingestuft. Anhang 1-Arten nach der EU-Vogelschutzrichtlinie (Richtlinie 79/409/EWG vom 2. April 1979 über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten).

Europ. Code	Deutscher Name	Wissenschaftlicher Name	Rote Liste	Anhang 1-Arten
7	Zwergtaucher	<i>Tachybaptus ruficollis</i>	NT	
8	Haubentaucher	<i>Podiceps cristatus</i>	NT	
9	Rothalstaucher	<i>Podiceps grisegena</i>	RE	
11	Schwarzhalstaucher	<i>Podiceps nigricollis</i>	EN	
54	Rohrdommel	<i>Botaurus stellaris</i>	VU	X
57	Zwergrohrdommel	<i>Ixobrychus minutus</i>	EN	X
60	Nachtreiher	<i>Nycticorax nycticorax</i>	CR	X
73	Silberreiher	<i>Casmerodius albus</i>	NT	X

Europ. Code	Deutscher Name	Wissenschaftlicher Name	Rote Liste	Anhang 1-Arten
77	Purpurreiher	<i>Ardea purpurea</i>	VU	X
80	Schwarzstorch	<i>Ciconia nigra</i>	NT	X
81	Weißstorch	<i>Ciconia ciconia</i>	NT	X
87	Löffler	<i>Platalea leucorodia</i>	CR	X
95	Höckerschwan	<i>Cygnus olor</i>	n.e.	
102	Graugans	<i>Anser anser</i>	LC	
116	Mandarinente	<i>Aix galericulata</i>	n.e.	
122	Schnatterente	<i>Anas strepera</i>	NT	
124	Krickente	<i>Anas crecca</i>	EN	
126	Stockente	<i>Anas platyrhynchos</i>	LC	
128	Spießente	<i>Anas acuta</i>	CR	
129	Knäkente	<i>Anas querquedula</i>	VU	
132	Löffelente	<i>Anas clypeata</i>	VU	
134	Kolbenente	<i>Netta rufina</i>	VU	
136	Tafelente	<i>Aythya ferina</i>	NT	
139	Moorente	<i>Aythya nyroca</i>	EN	X
140	Reiherente	<i>Aythya fuligula</i>	LC	
158	Gänsesäger	<i>Mergus merganser</i>	VU	
161	Wespenbussard	<i>Pernis apivorus</i>	NT	X
163	Schwarzmilan	<i>Milvus migrans</i>	EN	X
164	Rotmilan	<i>Milvus milvus</i>	CR	X
173	Gänsegeier	<i>Gyps fulvus</i>	n.e.	X
179	Rohrweihe	<i>Circus aeruginosus</i>	NT	X
182	Wiesenweihe	<i>Circus pygargus</i>	CR	X
185	Habicht	<i>Accipiter gentilis</i>	NT	
186	Sperber	<i>Accipiter nisus</i>	LC	
190	Mäusebussard	<i>Buteo buteo</i>	LC	
197	Steinadler	<i>Aquila chrysaetos</i>	NT	X
202	Rötelfalke	<i>Falco naumanni</i>	RE	X
203	Turmfalke	<i>Falco tinnunculus</i>	LC	
205	Rotfußfalke	<i>Falco vespertinus</i>	CR	X
207	Baumfalke	<i>Falco subbuteo</i>	NT	
211	Sakerfalke	<i>Falco cherrug</i>	CR	
213	Wanderfalke	<i>Falco peregrinus</i>	NT	X
215	Haselhuhn	<i>Bonasa bonasia</i>	NT	X
217	Alpenschnepfen	<i>Lagopus mutus</i>	LC	X
218	Birkhuhn	<i>Tetrao tetrix</i>	NT	X
220	Auerhuhn	<i>Tetrao urogallus</i>	VU	X
224	Steinhuhn	<i>Alectoris graeca</i>	VU	X

Europ. Code	Deutscher Name	Wissenschaftlicher Name	Rote Liste	Anhang 1-Arten
234	Wachtel	<i>Coturnix coturnix</i>	NT	
236	Fasan	<i>Phasianus colchicus</i>	n.e.	
242	Wasserralle	<i>Rallus aquaticus</i>	NT	
243	Tüpfelsumpfhuhn	<i>Porzana porzana</i>	EN	X
245	Kleines Sumpfhuhn	<i>Porzana parva</i>	NT	X
249	Wachtelkönig	<i>Crex crex</i>	CR	X
250	Teichhuhn	<i>Gallinula chloropus</i>	NT	
254	Bläßhuhn	<i>Fulica atra</i>	LC	
267	Großtrappe	<i>Otis tarda</i>	CR	X
271	Stelzenläufer	<i>Himantopus himantopus</i>	CR	X
272	Säbelschnäbler	<i>Recurvirostra avosetta</i>	EN	X
274	Triel	<i>Burhinus oediconemus</i>	CR	X
281	Flußregenpfeifer	<i>Charadrius dubius</i>	VU	
286	Seeregenpfeifer	<i>Charadrius alexandrinus</i>	CR	
290	Mornellregenpfeifer	<i>Eudromias morinellus</i>	CR	X
300	Kiebitz	<i>Vanellus vanellus</i>	NT	
323	Bekassine	<i>Gallinago gallinago</i>	CR	
329	Waldschnepfe	<i>Scolopax rusticola</i>	NT	
330	Uferschnepfe	<i>Limosa limosa</i>	VU	
337	Großer Brachvogel	<i>Numenius arquata</i>	CR	
340	Rotschenkel	<i>Tringa totanus</i>	VU	
346	Waldwasserläufer	<i>Tringa ochropus</i>	CR	
349	Flußuferläufer	<i>Actitis hypoleucos</i>	EN	
365	Schwarzkopfmöwe	<i>Larus melanocephalus</i>	CR	X
370	Lachmöwe	<i>Larus ridibundus</i>	NT	
376	Sturmmöwe	<i>Larus canus</i>	CR	
395	Flußseeschwalbe	<i>Sterna hirundo</i>	CR	X
426	Straßentaube	<i>Columba livia f. domestica</i>	n.e.	
427	Hohltaube	<i>Columba oenas</i>	NT	
429	Ringeltaube	<i>Columba palumbus</i>	LC	
434	Türkentaube	<i>Streptopelia decaocto</i>	LC	
435	Turteltaube	<i>Streptopelia turtur</i>	LC	
441	Halsbandsittich	<i>Psittacula krameri</i>	n.e.	
445	Kuckuck	<i>Cuculus canorus</i>	LC	
450	Schleiereule	<i>Tyto alba</i>	CR	
452	Zwergohreule	<i>Otus scops</i>	CR	
453	Uhu	<i>Bubo bubo</i>	NT	X
457	Sperlingskauz	<i>Glaucidium passerinum</i>	LC	X
458	Steinkauz	<i>Athene noctua</i>	CR	

Europ. Code	Deutscher Name	Wissenschaftlicher Name	Rote Liste	Anhang 1-Arten
463	Waldohreule	<i>Asio otus</i>	LC	
464	Sumpfhöhreule	<i>Asio flammeus</i>	CR	X
466	Rauhfußkauz	<i>Aegolius funereus</i>	NT	X
468	Ziegenmelker	<i>Caprimulgus europaeus</i>	EN	X
476	Mauersegler	<i>Apus apus</i>	LC	
479	Alpensegler	<i>Apus melba</i>	VU	
485	Eisvogel	<i>Alcedo atthis</i>	VU	X
490	Bienenfresser	<i>Merops apiaster</i>	VU	
491	Blauracke	<i>Coracias garrulus</i>	CR	X
495	Wiedehopf	<i>Upupa epops</i>	EN	
496	Wendehals	<i>Jynx torquilla</i>	VU	
498	Grauspecht	<i>Picus canus</i>	NT	X
499	Grünspecht	<i>Picus viridis</i>	LC	
501	Schwarzspecht	<i>Dryocopus martius</i>	LC	X
503	Buntspecht	<i>Picoides major</i>	LC	
504	Blutspecht	<i>Picoides syriacus</i>	LC	X
505	Mittelspecht	<i>Picoides medius</i>	NT	X
506	Weißrückenspecht	<i>Picoides leucotos</i>	NT	X
507	Kleinspecht	<i>Picoides minor</i>	NT	
508	Dreizehenspecht	<i>Picoides tridactylus</i>	LC	X
525	Haubenlerche	<i>Galerida cristata</i>	EN	
527	Heidelerche	<i>Lullula arborea</i>	VU	X
529	Feldlerche	<i>Alauda arvensis</i>	LC	
534	Uferschwalbe	<i>Riparia riparia</i>	NT	
538	Felsenschwalbe	<i>Ptyonoprogne rupestris</i>	LC	
540	Rauchschwalbe	<i>Hirundo rustica</i>	NT	
542	Mehlschwalbe	<i>Delichon urbica</i>	NT	
545	Brachpieper	<i>Anthus campestris</i>	CR	X
549	Baumpieper	<i>Anthus trivialis</i>	NT	
551	Wiesenpieper	<i>Anthus pratensis</i>	NT	
553	Bergpieper	<i>Anthus spinoletta</i>	LC	
556	Schafstelze	<i>Motacilla flava</i>	NT	
558	Gebirgsstelze	<i>Motacilla cinerea</i>	LC	
559	Bachstelze	<i>Motacilla alba</i>	LC	
566	Wasseramsel	<i>Cinclus cinclus</i>	LC	
567	Zaunkönig	<i>Troglodytes troglodytes</i>	LC	
571	Heckenbraunelle	<i>Prunella modularis</i>	LC	
575	Alpenbraunelle	<i>Prunella collaris</i>	LC	
578	Rotkehlchen	<i>Erithacus rubecula</i>	LC	

Europ. Code	Deutscher Name	Wissenschaftlicher Name	Rote Liste	Anhang 1-Arten
5821	Rotsterniges Blaukehlchen	<i>Luscinia svecica svecica</i>	CR	X
5822	Weißsterniges Blaukehlchen	<i>Luscinia svecica cyanecula</i>	EN	X
587	Hausrotschwanz	<i>Phoenicurus ochruros</i>	LC	
588	Gartenrotschwanz	<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	NT	
593	Braunkehlchen	<i>Saxicola rubetra</i>	VU	
595	Schwarzkehlchen	<i>Saxicola torquata</i>	LC	
599	Steinschmätzer	<i>Oenanthe oenanthe</i>	NT	
612	Steinrötel	<i>Monticola saxatilis</i>	EN	
623	Ringdrossel	<i>Turdus torquatus</i>	LC	
624	Amsel	<i>Turdus merula</i>	LC	
629	Wacholderdrossel	<i>Turdus pilaris</i>	LC	
630	Singdrossel	<i>Turdus philomelos</i>	LC	
632	Misteldrossel	<i>Turdus viscivorus</i>	LC	
640	Feldschwirl	<i>Locustella naevia</i>	NT	
641	Schlagschwirl	<i>Locustella fluviatilis</i>	LC	
642	Rohrschwirl	<i>Locustella luscinioides</i>	NT	
644	Mariskensänger	<i>Acrocephalus melanopogon</i>	NT	X
646	Schilfrohrsänger	<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>	LC	
650	Sumpfrohrsänger	<i>Acrocephalus palustris</i>	LC	
651	Teichrohrsänger	<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	LC	
653	Drosselrohrsänger	<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	VU	
660	Gelbspötter	<i>Hippolais icterina</i>	LC	
674	Sperbergrasmücke	<i>Sylvia nisoria</i>	LC	X
675	Klappergrasmücke	<i>Sylvia curruca</i>	LC	
676	Dorngrasmücke	<i>Sylvia communis</i>	LC	
677	Gartengrasmücke	<i>Sylvia borin</i>	LC	
678	Mönchgrasmücke	<i>Sylvia atricapilla</i>	LC	
687	Berglaubsänger	<i>Phylloscopus bonelli</i>	LC	
688	Waldlaubsänger	<i>Phylloscopus sibilatrix</i>	LC	
691	Zilpzalp	<i>Phylloscopus collybita</i>	LC	
692	Fitis	<i>Phylloscopus trochilus</i>	LC	
694	Wintergoldhähnchen	<i>Regulus regulus</i>	LC	
695	Sommergoldhähnchen	<i>Regulus ignicapillus</i>	LC	
697	Grauschnäpper	<i>Muscicapa striata</i>	LC	
698	Zwergschnäpper	<i>Ficedula parva</i>	NT	X
701	Halsbandschnäpper	<i>Ficedula albicollis</i>	NT	X
702	Trauerschnäpper	<i>Ficedula hypoleuca</i>	NT	
703	Bartmeise	<i>Panurus biarmicus</i>	NT	
708	Schwanzmeise	<i>Aegithalos caudatus</i>	LC	

Europ. Code	Deutscher Name	Wissenschaftlicher Name	Rote Liste	Anhang 1-Arten
711	Weidenmeise	<i>Parus montanus</i>	LC	
713	Haubenmeise	<i>Parus cristatus</i>	LC	
714	Tannenmeise	<i>Parus ater</i>	LC	
715	Blaumeise	<i>Parus caeruleus</i>	LC	
717	Kohlmeise	<i>Parus major</i>	LC	
722	Kleiber	<i>Sitta europaea</i>	LC	
725	Mauerläufer	<i>Tichodroma muraria</i>	LC	
726	Waldbaumläufer	<i>Certhia familiaris</i>	LC	
727	Gartenbaumläufer	<i>Certhia brachydactyla</i>	NT	
728	Beutelmeise	<i>Remiz pendulinus</i>	LC	
732	Pirol	<i>Oriolus oriolus</i>	LC	
736	Neuntöter	<i>Lanius collurio</i>	LC	X
738	Schwarzstirnwürger	<i>Lanius minor</i>	CR	X
739	Raubwürger	<i>Lanius excubitor</i>	CR	
740	Rotkopfwürger	<i>Lanius senator</i>	RE	
742	Eichelhäher	<i>Garrulus glandarius</i>	LC	
745	Elster	<i>Pica pica</i>	LC	
746	Tannenhäher	<i>Nucifraga caryocatactes</i>	LC	
747	Alpendohle	<i>Pyrrhocorax graculus</i>	LC	
749	Dohle	<i>Corvus monedula</i>	NT	
752	Saatkrähe	<i>Corvus frugilegus</i>	NT	
753	Aaskrähe	<i>Corvus corone</i>	LC	
756	Kolkrabe	<i>Corvus corax</i>	LC	
760	Star	<i>Sturnus vulgaris</i>	LC	
765	Haussperling	<i>Passer domesticus</i>	LC	
770	Feldsperling	<i>Passer montanus</i>	LC	
775	Schneefink	<i>Montifringilla nivalis</i>	LC	
783	Buchfink	<i>Fringilla coelebs</i>	LC	
787	Girlitz	<i>Serinus serinus</i>	LC	
790	Zitronengirlitz	<i>Serinus citrinella</i>	NT	
791	Grünling	<i>Carduelis chloris</i>	LC	
792	Stieglitz	<i>Carduelis carduelis</i>	LC	
793	Erlenzeisig	<i>Carduelis spinus</i>	LC	
794	Hänfling	<i>Carduelis cannabina</i>	LC	
796	Birkenzeisig	<i>Carduelis flammea</i>	LC	
799	Fichtenkreuzschnabel	<i>Loxia curvirostra</i>	LC	
806	Karmingimpel	<i>Carpodacus erythrinus</i>	VU	
812	Gimpel	<i>Pyrrhula pyrrhula</i>	LC	
813	Kernbeißer	<i>Coccothraustes coccothraustes</i>	LC	

Europ. Code	Deutscher Name	Wissenschaftlicher Name	Rote Liste	Anhang 1-Arten
850	Zaunammer	<i>Emberiza cirulus</i>	CR	
852	Zippammer	<i>Emberiza cia</i>	NT	
857	Ortolan	<i>Emberiza hortulana</i>	CR	X
865	Rohrammer	<i>Emberiza schoeniclus</i>	LC	
869	Graumammer	<i>Miliaria calandra</i>	NT	

5.5 Muster der Vielfalt der Brutvögel – das Modellergebnis

Als Endergebnis, errechnet aus der Überlagerung sämtlicher 119 Modellergebnisse mit den 94 Originalkartierungskarten, erhielten wir eine Karte des geschätzten Brutvogelartenreichtums Österreichs (Abb. 5). Diese Modellergebnisse sind sicherlich als „zu optimistisches“ Bild zu bewerten, da in den ausgewiesenen Gebieten zwar geeignete Lebensräume für die Vogelarten vorhanden sind, ob aber diese Flächen auch wirklich alle besiedelt werden können, hängt im Einzelfall von einer Reihe weiterer Faktoren ab (HURLBERT und WHITE 2005). So konnten etwa biogeographische und historische Einflüsse, Angebot von Nahrung und Nistplätzen, aber auch lokale anthropogene Beeinflussungen wie Tourismus (z.B. Skigebiete) nicht berücksichtigt werden. Dies führt wahrscheinlich für zahlreiche Quadranten zu einer Überschätzung der tatsächlichen Gesamtartenzahl. Wie jedoch unsere Vergleiche anhand von gut untersuchten Gebieten ergaben, kann man aber davon ausgehen, dass das Modellierungsergebnis ein zutreffendes Bild des räumlichen Musters des Brutvogelartenreichtums Österreichs widerspiegelt (HABERL *et al.* 2005); eine exakte Angabe der Brutvogelvielfalt für einen einzelnen Quadranten ist aber nicht möglich.

Vergleicht man die Ausgangsdaten mit dem Modell zeigen sich für die bisher wenig oder gar nicht bearbeiteten Landesteile beträchtliche Unterschiede (Abb. 6): Quadranten in denen die Differenz zwischen dem bisher bekannten Artenreichtum und unseren neuen Ergebnissen mehr als 60 Vogelarten ausmacht sind keine Seltenheit; in den bisher schon gut untersuchten Regionen ist die Differenz jedoch gering.

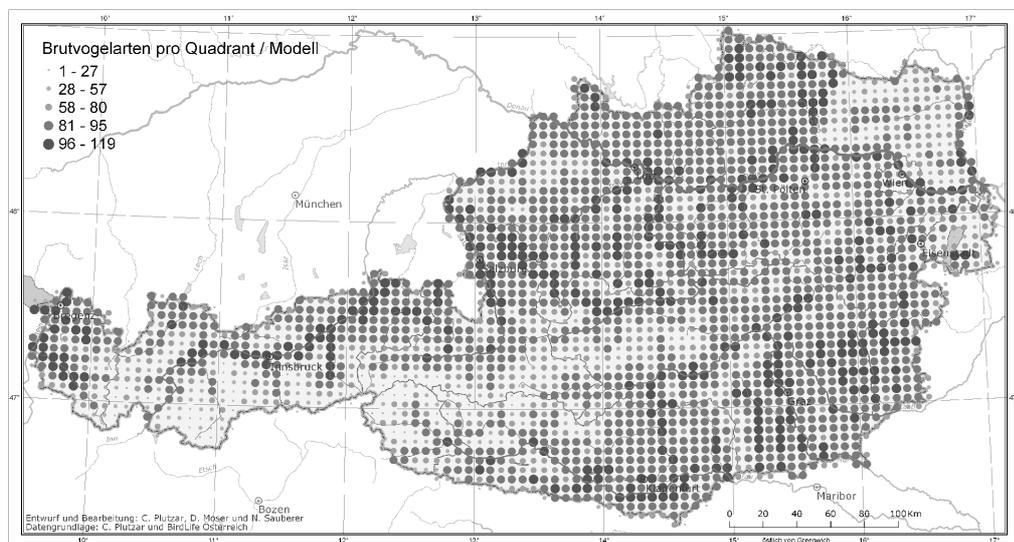


Abb. 5: Anzahl der Brutvogelarten pro Quadrant, basierend auf den Modellergebnissen und den tatsächlichen Kartierungskarten für lokal vorkommende Arten.

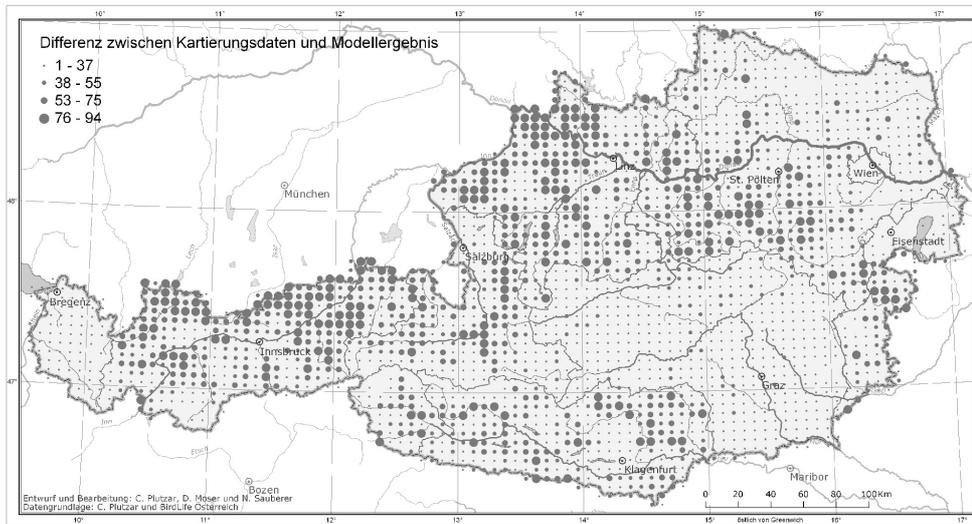


Abb. 6: Differenz zwischen Kartierungsdaten und Modellergebnis.



Abb. 7: Die Natur- und Kulturlandschaft rund um den Neusiedlersee zählt mit etwa 150 Brutvogelarten zu den wichtigsten Zentren der Artenvielfalt in Österreich und ist Anziehungspunkt für viele Vogelbeobachter. Die Lettengrube bei Illmitz, August 2006. Foto: Michael Dvorak

Ein zusammenfassender Blick zeigt, dass sich in Österreich vier Häufigkeitszentren des Brutvogelartenreichtums von jeweils unterschiedlicher Flächenausdehnung identifizieren lassen: Das flächenmäßig bedeutendste Biodiversitätszentrum liegt bogenförmig rund um die höchsten Regionen des Alpenbogens und umfasst auch deren Ausläufer, die Randalpen und Voralpengebiete. Es reicht vom Klagenfurter Becken im Süden, über das südoststeirische Hügelland, den Niederösterreichischen Ostalpenrand sowie die Niederösterreichischen Rand- und Voralpen, das Mostviertel und die Oberösterreichischen und Salzburger Voralpenseengebiete. Als zweites flächig ausgeprägtes Dichtezentrum ist das nördliche Waldviertel hervorzuheben.

Schließlich bleiben noch einige lineare bzw. kleinflächigere Landschaften mit überdurchschnittlich hohen Brutvogelartenzahlen: Zum einen sind es die innerhalb des Alpenbogens gelegenen flussdominierten Becken- und Tallandschaften, beginnend mit den Bodenseeufern, dem Vorarlberger Rhein- und Illtal im Westen, über das Tiroler Inntal, das Salzburger Salzachtal, bis hin zum Steirischen Enns- Mur- und Mürztal im Osten. Und zuletzt stechen noch die im Pannikum gelegenen Tieflandflusslandschaften der Donau und der March, sowie der Neusiedler See als besonders brutvogelartenreich ins Auge (Abb. 7).

Alle diese Dichtezentren zeigen einige Gemeinsamkeiten, die besondere Betonung verdienen. Meist sind sie in tieferen Lagen bis etwa in Mittelgebirgshöhe von 1.200-1.400 Meter Seehöhe gelegen, zumindest teilweise bewaldet und oft durch stehende oder fließende Gewässer geprägt. Besonders augenfällig wird dies am Beispiel der inneralpinen Längstäler, der March- und Donauauen oder des Neusiedler Sees. Aber auch das südoststeirische Hügelland und der Nieder- und Oberösterreichische Alpenrand bzw. das Alpenvorland und das nördliche Waldviertel sind entweder großflächig von Seen- bzw. Teichlandschaften oder kleineren Flusstälern geformt.

Zwei wesentliche Faktoren charakterisieren besonders brutvogelartenreiche Gebiete: Zum einen die kleinflächige Vielfalt an Biotopen, wie sie zum Beispiel in Lebensräumen mit hoher Reliefenergie zu finden ist. So liegen in den inneralpinen Flusstälern innerhalb eines Quadranten sowohl landwirtschaftlich dominierte Flächen des Talbodens mit Inseln an naturnahen Feuchtgebieten als auch die walddominierten Hangbereiche (Abb. 8). Zum anderen besteht ein direkter Zusammenhang zwischen der Produktivität einer Landschaft und dem Vogelartenreichtum (BAILEY *et al.* 2004, HURLBERT 2004, EVANS *et al.* 2005, HABERL *et al.* 2005). Hoch produktive Wald-Lebensräume, wie das Steirische Hügelland und die Niederösterreichischen Voralpen oder die großen Tieflandauensysteme Ostösterreichs, wie die Donau-March-Thaya-Auen weisen den höchsten Reichtum an Brutvogelarten auf. Dem gegenüber stehen vogelartenarme Lebensräume die entweder aufgrund ihrer Höhenlage von Natur aus eine geringe Produktivität aufweisen, wie die hochalpinen Regionen oder aber solche in denen der Mensch durch intensivste Landwirtschaft jährlich einen Großteil der Primärproduktion aus der Landschaft entnimmt, wie zum Beispiel das Innviertel oder das nordöstliche Weinviertel. Eine Konzentration des Vogelartenreichtums an Grenzen von biogeographischen Regionen ist dagegen nur eingeschränkt zu beobachten – zum Beispiel in den inneralpinen Tälern oder am Alpenostrand – und dürfte auch hier wesentlich durch die Faktoren Lebensraumvielfalt und Produktivität bedingt sein.



Abb. 8: In den breiten Längstälern des Alpenraumes finden sich Zentren des Brutvogelreichtums dort, wo noch reichlich extensive Wiesen, kleine Feuchtgebiete und Auwaldreste vorhanden sind. Hier brüten auf wenigen Quadratkilometern mehr als 120 Brutvogelarten. Die Rosswiese bei Wörschach im Ennstal mit Blick auf den Grimming. Foto: Martin Pollheimer.

5.6 Häufungsgebiete gefährdeter Brutvögel

Abbildung 9 und 10 präsentieren die Häufigkeitszentren von in Österreich gefährdeten (Kategorien: critically endangered, endangered und vulnerable; Tab. 3) bzw. durch die Vogelschutzrichtlinie der Europäischen Union (Anhang I) besonders geschützten Vogelarten. Die jeweilige Grundgesamtheit ist mit 63 gefährdeten und 58 Anhang I-Arten vergleichbar groß. Zudem sind 31 Arten sowohl gefährdet als auch europaweit besonders geschützt, d.h. etwa die Hälfte der Arten sind in beiden Summenkarten identisch. Trotzdem treten bei einer vergleichenden Betrachtung von Abbildung 9 und 10 deutliche Unterschiede ans Licht. Die Häufigkeitszentren der gefährdeten Arten liegen vorwiegend in den außeralpinen Regionen bzw. in den Tieflagen, während die Anhang I-Arten einen flächigen Schwerpunkt in montanen, waldreichen Alpengebieten aufweisen; in den Tieflagen gibt es dahingegen nur punktuelle Häufungszentren. Diese Unterschiede sind durch die zum Teil unterschiedliche Grundgesamtheit der Arten erklärbar. So befinden sich unter den gefährdeten Arten nur ganz wenige typische Bewohner der Wälder und der Alpen (v.a. Auerhuhn, Steinhuhn, Alpensegler, Karmingimpel; Tab. 4). Ganz anders verhält sich dies bei den Anhang I-Arten: insgesamt 17 Brutvögel können hier als typische bzw. schwerpunktmäßige Brutvögel der Wälder und Alpen eingestuft werden (z.B. Sperlingskauz, Birkhuhn). Insgesamt sind sieben Anhang I-Arten in

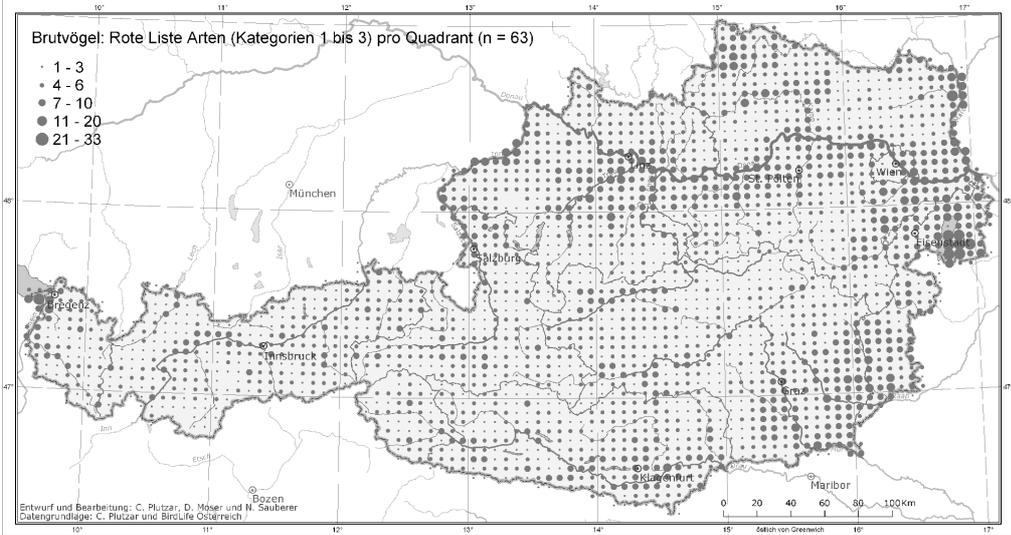


Abb. 9: Anzahl gefährdeter Brutvogelarten (Kategorien: gefährdet, stark gefährdet und vom Aussterben bedroht) pro Quadrant, basierend auf dem Modellergebnis. Gefährdungseinstufung nach FRÜHAUF (2005).

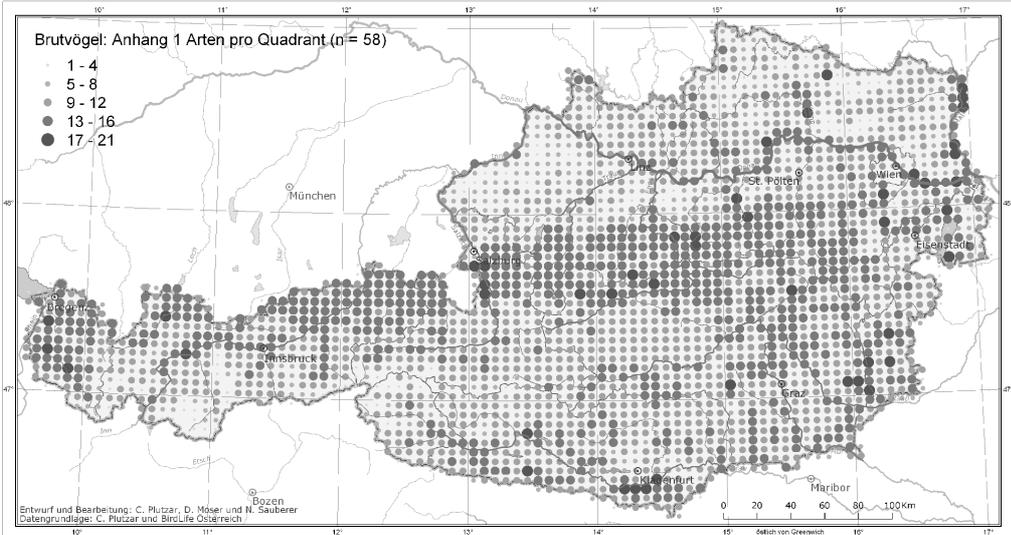


Abb. 10. Anzahl der Vogelarten des Anhangs 1 der Vogelschutzrichtlinie, basierend auf dem Modellergebnis.

Österreich weit verbreitet und nicht gefährdet (z.B. Alpenschneehuhn, Dreizehenspecht, Neuntöter); 18 weitere Arten werden in der Vorwarnstufe (near threatened) geführt und weisen entweder lokale, oft ausreichend geschützte und weitgehend stabile Populationen auf (z.B. Silberreiher, Mariskensänger) oder sie sind weit verbreitet, jedoch mit zumeist geringen Populationsdichten (z.B. Steinadler, Wanderfalke, Haselhuhn oder Grauspecht).

Gefährdete Arten, die nicht auch Anhang I-Arten sind, konzentrieren sich sehr stark auf die Tieflagen. Einerseits sind es Brutvögel, die extensive Wiesen (insbesondere Feuchtwiesen) bzw. Weideland oder ein reichstrukturiertes Agrarland benötigen. Andererseits zählen viele gefährdete Arten zu den typischen Bewohnern der Feuchtgebiete (Seen, Teiche, Verlandungszonen, Auen). Diese Lebensräume sind in den letzten 50-100 Jahren massiv von Zerstörungen und Veränderungen betroffen gewesen und deren Flächenausdehnung hat massiv abgenommen. Gerade bei den noch vorhandenen großflächigen bzw. qualitativ hervorragenden Feuchtgebietslandschaften treffen sich aber die Häufigkeitszentren aller thematischen Karten (gefährdete Arten, Anhang I-Arten und alle Arten): Neusiedlersee-Gebiet, Rheindelta und andere ausgedehnte Auen- und Seenlandschaften.

5.7 Literatur

- BAILEY, S.A., HORNER-DEVINE, M.C., LUCK, G., MOORE, L.A., CARNEY, K.M., ANDERSON, S., BETRUS, C., FLEISHMAN, E., 2004: Primary productivity and species richness: relationships among functional guilds, residency groups and vagility classes at multiple spatial scales. *Ecography* 27: 207-217.
- BERG, H.-M., 1997: Rote Listen ausgewählter Tiergruppen Niederösterreichs - Vögel (Aves), 1. Fassung 1995. NÖ Landesregierung, Abteilung Naturschutz, Wien.
- BRADER M., WEISSMAIR, W., 2003: Rote Liste der Vögel Oberösterreichs. Unter Mitarbeit von K. Billinger, J. Frühauf, G. Haslinger, W. Jiresch, J. Plass, N. Pühringer, A. Schuster, S. Stadler, H. Steiner, H. Uhl. Im Auftrag der OÖ. Landesregierung, Abteilung Naturschutz, Linz.
- BRADER, M., AUBRECHT, G. (wiss. Red.) 2003: Atlas der Brutvögel Oberösterreichs. Biologiezentrum der Oberösterreichischen Landesmuseen, Linz.
- DVORAK, M., RANNER, A., BERG H.-M., 1993: Atlas der Brutvögel Österreichs. Ergebnisse der Brutvogelkartierung 1981-1985 der Österreichischen Gesellschaft für Vogelkunde. Umweltbundesamt, Wien.
- EVANS, K.L., GREENWOOD, J.D., GASTON, K.J., 2005: Dissecting the species–energy relationship. *Proc. R. Soc. London B* 272: 2155–2163.
- FELDNER, J., RASS, P., PEUTSCHNIG, W., WAGNER, S., MALLE, G., BUSCHENREITER, R.K., WIEDNER, P., PROBST, R., 2006: Avifauna Kärntnes. Die Brutvögel. Naturwissenschaftlicher Verein für Kärnten, Klagenfurt.

- FRÜHAUF, J., 2005: Rote Liste der Brutvögel (Aves) Österreichs. In: Zulka, K.P. (Bearbeitung), Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Checkliste, Gefährdungsanalysen, Handlungsbedarf. Band 1: Säugetiere, Vögel, Heuschrecken, Wasserkäfer, Netzflügler, Schnabelfliegen, Tagfalter. Herausgegeben vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien. Grüne Reihe Band 14,1: 63- 165. Böhlau-Verlag, Wien.
- HABERL, H., PLUTZAR, C., ERB, K.-H., GAUBE, V., POLLHEIMER, M., SCHULZ, N.B., 2005: Human appropriation of net primary production as determinant of avifauna diversity in Austria. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 110: 119–131.
- HERZIG, A. (Hrsg.) 1997: Rote Liste Burgenland? Bekanntgabe gem. §15 des Burgenländischen Naturschutz- und Landschaftspflegegesetzes, LGBl. Nr. 27/1991 i. d. F. LGBl. Nr. 66/1996. BFB - Bericht 87: 1-33.
- HURLBERT, A.H., 2004: Species–energy relationships and habitat complexity in bird communities. *Ecology Letters* 7: 714-720.
- HURLBERT, A.H., WHITE, E.P., 2005: Disparity between range map- and survey-based analyses of species richness: patterns, processes and implications. *Ecology Letters* 8: 319–327.
- KILZER, R., BLUM, V., 1991: Atlas der Brutvögel Vorarlbergs. *Natur und Landschaft in Vorarlberg* 3: 1-278.
- KILZER, R., AMANN, G., KILZER, G., 2002: Rote Liste gefährdeter Brutvögel Vorarlbergs. *Vorarlberger Naturschau - Rote Listen* 2: 1-256.
- LANDMANN, A., LENTNER, R., 2001: Die Brutvögel Tirols - Bestand, Gefährdung, Schutz und Rote Liste. *Ber. nat.-med. Verein Innsbruck, Suppl.* 14: 1-182.
- MORITZ, D., BACHLER, A., 2001: Die Brutvögel Osttirols. Ein kommentierter Verbreitungsatlas. Lienz.
- PLUTZAR, C., MOSER, D., RIEDL, L., SAUBERER, N., 1999: Modellierung der potentiellen Verbreitung von Brutvögeln in Österreich mit MapModels. In: Strobl, J., Blaschke, T. (eds.), *Angewandte geographische Informationsverarbeitung XI: Beiträge zum AGIT-Symposium Salzburg 1999*, pp. 399-409. Wichmann Verlag, Heidelberg.
- SACKL, P., SAMWALD, O., 1997: Atlas der Brutvögel der Steiermark. Ergebnisse der Steirischen Brutvogelkartierung. *Mitt. Landesmus. Joanneum Zoologie, Sonderheft*, Graz.
- SHARROCK, J.T.R., 1973: Ornithological Atlases. *Auspicium* 5 (Suppl.): 13-15.
- WAGNER, S., 2006: Rote Liste der gefährdeten Brutvogelarten Kärntens. In: Feldner, J., Rass, P., Peutschnig, W., Wagner, S., Malle, G., Buschenreiter, R.K., Wiedner, P., Probst, R., *Avifauna Kärntnes. Die Brutvögel. Naturwissenschaftlicher Verein für Kärnten*, Klagenfurt.

10 Publikation 5: Haberl et al. (2007) Quantifying and mapping the global HANPP

Haberl, H, Erb, KH, Krausmann, F, Gaube, V, Bondeau, A, Plutzer, C, Gingrich, S, Lucht, W & Fischer- Kowalski, M (2007):

Quantifying and mapping the human appropriation of net primary production in the Earth's terrestrial ecosystems.

Proc. Natl. Acad. Sci. USA (PNAS), 104: 12942–12947.

Quantifying and mapping the human appropriation of net primary production in earth's terrestrial ecosystems

Helmut Haberl^{1*}, K. Heinz Erb^{2*}, Fridolin Krausmann^{3*}, Veronika Gaube^{2*}, Alberte Bondeau², Christoph Plutzer⁵, Simone Gingrich^{2*}, Wolfgang Lucht¹, and Marina Fischer-Kowalski^{2*}

¹Institute of Social Ecology, Klagenfurt University, Schottenfeldgasse 29, 1070 Vienna, Austria; ²Potsdam Institute for Climate Impact Research, P.O. Box 601203, 14412 Potsdam, Germany; and ³Vienna Institute for Nature Conservation and Analyses, Giessergasse 6/7, 1090 Vienna, Austria

Communicated by Hans Joachim Schellnhuber, Potsdam Institute for Climate Impact Research, Potsdam, Germany, May 25, 2007 (received for review June 5, 2006)

Human appropriation of net primary production (HANPP), the aggregate impact of land use on biomass available each year in ecosystems, is a prominent measure of the human domination of the biosphere. We present a comprehensive assessment of global HANPP based on vegetation modeling, agricultural and forestry statistics, and geographical information systems data on land use, land cover, and soil degradation that localizes human impact on ecosystems. We found an aggregate global HANPP value of 15.6 Pg C/yr or 23.8% of potential net primary productivity, of which 53% was contributed by harvest, 40% by land-use-induced productivity changes, and 7% by human-induced fires. This is a remarkable impact on the biosphere caused by just one species. We present maps quantifying human-induced changes in trophic energy flows in ecosystems that illustrate spatial patterns in the human domination of ecosystems, thus emphasizing land use as a pervasive factor of global importance. Land use transforms earth's terrestrial surface, resulting in changes in biogeochemical cycles and in the ability of ecosystems to deliver services critical to human well being. The results suggest that large-scale schemes to substitute biomass for fossil fuels should be viewed cautiously because massive additional pressures on ecosystems might result from increased biomass harvest.

biomass | global environmental change | human impact | biosphere | land use

Material flows resulting from human activities have become a major component of earth's biogeochemical cycles (1). Human alterations of photosynthetic production in ecosystems and the harvest of products of photosynthesis, often referred to as "human appropriation of net primary production (NPP)" or HANPP, have received considerable attention (2–4). NPP is the net amount of carbon assimilated in a given period by vegetation. It determines the amount of energy available for transfer from plants to other levels in the trophic webs in ecosystems. HANPP not only reduces the amount of energy available to other species (2), it also influences biodiversity (5–8), water flows (9), carbon flows between vegetation and atmosphere (10, 11), energy flows within food webs (12), and the provision of ecosystem services (13, 14).

Previous studies of NPP harvested to satisfy human needs and wants or foregone because of human-induced changes in ecosystem productivity suggested a substantial human impact on the biosphere, thus raising global sustainability concerns (15, 16). Existing global HANPP studies do not make full use of the spatially explicit databases available (12), and their results are quite diverse (2, 5, 16, 17). The estimate presented here is based on the best available global databases and integrates them in a high-resolution geographical information systems (GIS) data set. These data, in combination with a dynamic global vegetation model (DGVM), are used to derive a comprehensive assessment of global HANPP. This study localizes human-induced changes

in ecosystems in a grid with 5' geographical resolution ($\approx 10 \times 10$ km at the equator) for the year 2000.

HANPP results presented here are based on country-level Food and Agriculture Organization (FAO) statistics (161 countries covering 97.4% of global land) on area and biomass harvest on cropland and forests. FAO livestock statistics are used to derive a feed balance for each of these countries to calculate the amount of biomass grazed that is not reported in statistics. Potential NPP is calculated by using the Lund–Potsdam–Jena (LPJ) DGVM (18, 19), a well established biogeochemical process model of global vegetation. Actual NPP is calculated by using harvest indices to extrapolate NPP on cropland from harvest statistics, whereas LPJ is used in wilderness areas, forests, and grazing areas. On grazing areas, the effects of fertilization, irrigation, and soil degradation on NPP are explicitly included in the estimate and results are cross-checked against grazing demand. NPP consumed in human-induced fires is calculated in a detailed regional breakdown.

Results of HANPP calculations vitally depend on the definition used (2, 20, 21). We define HANPP as the combined effect of harvest and productivity changes induced by land use on the availability of NPP in ecosystems. That is, HANPP is calculated as the difference between the NPP of potential vegetation (NPP_0), i.e., the plant cover that would prevail in the absence of human intervention and the fraction of NPP remaining in ecosystems after harvest (NPP_T). NPP_T is calculated by subtracting the amount of NPP harvested or destroyed during harvest (NPP_H) from the NPP of currently prevailing vegetation (NPP_{act}) (5, 6). HANPP, thus, is the sum of ΔNPP_{LC} and NPP_H , where ΔNPP_{LC} denotes the impact on NPP of human-induced land conversions, such as land cover change, land use change, and soil degradation.

One major argument in favor of this HANPP definition is that changes in agricultural technology can result in considerable increases in NPP_{act} over time (22, 23). Harvest increases need therefore not necessarily result in a reduction in NPP_T . Thus, it

Author contributions: H.H., K.H.E., F.K., V.G., and M.F.-K. designed research; H.H., K.H.E., F.K., V.G., A.B., C.P., S.G., and W.L. performed research; K.H.E., F.K., V.G., A.B., C.P., and S.G. analyzed data; and H.H., K.H.E., F.K., W.L., and M.F.-K. wrote the paper.

Conflict of interest statement: A.B. and W.L. are employed by the Potsdam Institute for Climate Impact Research, of which H.J.S. is a director. However, H.J.S. was not involved in the work submitted and has formed an independent opinion based on the manuscript submitted.

Freely available online through the PNAS open access option.

Abbreviations: HANPP, human appropriation of net primary production; NPP_H , net primary production of n ; DGVM, dynamic global vegetation model; LPJ, Lund–Potsdam–Jena; TBFA, Temperate and Boreal Forest Resources Assessment.

*To whom correspondence should be addressed. E-mail: helmut.haberl@uni-klu.ac.at.

This article contains supporting information online at www.pnas.org/cgi/content/full/0704243104/DC1.

© 2007 by The National Academy of Sciences of the USA

Table 1. Global carbon flows related to the human appropriation of net primary production (HANPP) around the year 2000

NPP-related carbon flows	Total NPP		Aboveground NPP	
	Pg C/yr	%	Pg C/yr	%
Potential vegetation (NPP ₀)	65.51	100.0	35.38	100.0
Actual vegetation (NPP _{act})	59.22	90.4	33.54	94.8
Human-induced alteration of NPP (Δ NPP _{LC})	6.29	9.6	1.84	5.2
Human harvest (NPP _h)	8.18	12.5	7.22	20.4
Human-induced fires	1.14	1.7	1.14	3.2
Remaining in ecosystem (NPP _e)	49.90	76.2	25.18	71.2
HANPP _{total}	15.60	23.8	10.20	28.8
Backflows to nature*	2.46	3.7	1.50	4.2

*On-site backflows of harvested biomass to ecosystems, i.e., unused residues, harvest losses, feces of grazing animals, and roots killed during harvest.

is important to consider Δ NPP_{LC} so as not to neglect technological progress (24). Moreover, we prefer a not-100-inclusive definition of HANPP, in accordance with the fact that a considerable fraction of the NPP of grazing land and forest plantations actually remains in the ecosystem and supplies trophic energy to ecological food webs there. To explore the importance of issues of definition, we use our database to calculate HANPP according to the definition given by Vitousek *et al.* (2) and compare the results to those obtained with the definition used here.

Results

Human activities have a substantial effect on global NPP and its pathways through ecological and social systems. Our calculations

show (Table 1) that humans appropriated \approx 15.6 Pg C/yr, which represents 23.8% of global terrestrial NPP₀ in the year 2000. Because humans mostly use aboveground NPP, it is relevant from a socioeconomic perspective to consider this compartment. Here, we find an even stronger impact: aboveground HANPP amounted to 10.2 Pg C/yr or 28.8% of aboveground NPP₀. Overall, biomass harvest contributed 53% to total HANPP, land-use-induced productivity changes contributed 40%, and human-induced fires contributed 7%. A considerable amount of biomass included in NPP_h (16% of total HANPP or 3.7% of NPP₀) immediately flows back to ecosystems as roots killed during harvest, crop and wood residues remaining on site, or as feces of grazing animals and is, thus, only available for detritivorous food chains. Human biomass harvest alone is \approx 12% of total NPP₀ and 20% of aboveground NPP₀.

We find significant alterations in NPP resulting from human-induced land changes (Δ NPP_{LC}). As shown in Table 1, land use has resulted in an aggregate reduction of global NPP by 9.6%, with large regional variations shown in Fig. 1a. Land use does not necessarily reduce NPP. Irrigated land as well as intensively used agricultural areas can have a higher productivity than the potential vegetation. The spatial distribution of total HANPP is shown in Fig. 1b as the percentage of NPP₀ appropriated in each grid cell. Maps of NPP₀, NPP_{act}, NPP_h, and HANPP in absolute units (g C/m²/yr) are available as supporting information (SI) Figs. 2–5.

The maps presented in Fig. 1 show where on earth, and how strongly, humans alter ecological energy flows, thus localizing the intensity of human domination of ecosystems. Cropland and infrastructure areas are used most intensively, resulting in global average HANPP values on these areas of 83% and 73% (Table 2). HANPP is much lower on grazing land (19%) and in forestry (7%). In the global average, areas currently under forestry are

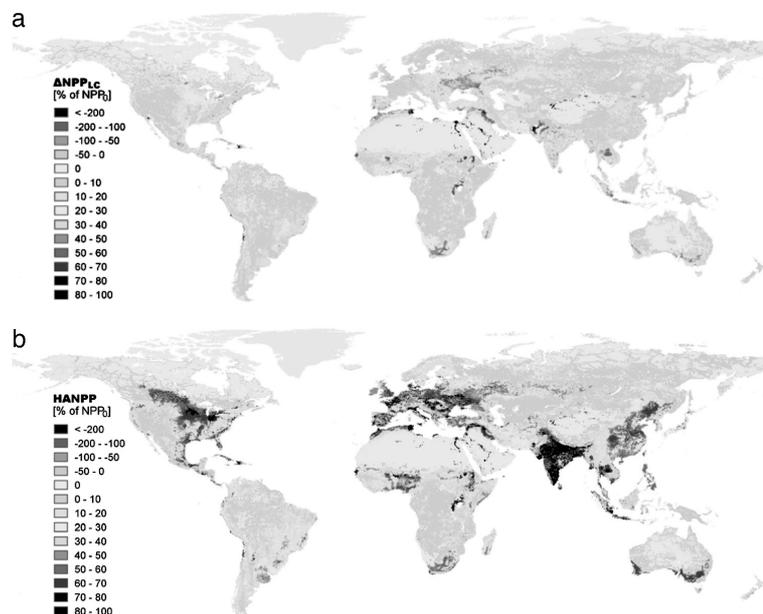


Fig. 1. Maps of the human appropriation of net primary production (HANPP), excluding human-induced fires. (a) Land-use-induced reductions in NPP as a percentage of NPP₀. (b) Total HANPP as a percentage of NPP₀. Blue (negative values) indicates increases of NPP_{act} (a) or NPP_h (b) over NPP₀, green and yellow indicate low HANPP, and red to dark colors indicate medium to high HANPP.

Table 4. Comparison of global HANPP according to Vitousek *et al.* with a recalculation of HANPP according to definitions provided by Vitousek *et al.* based on our database

NPP-related carbon flows	Definition/ "estimate"	Original Vitousek <i>et al.</i> (2) data, Pg C/yr	Our recalculation, Pg C/yr	Deviation, %
NPP ₀	—	74.80	65.51	+14
NPP _{act}	—	66.05	59.22	+12
Food	Low	0.40	0.92	-57
Fodder	Low	1.10	3.25	-66
Wood	Low	1.10	0.97	+14
Total	Low	2.60	5.14	-49
Total as percentage of NPP ₀	Low	3	8	
NPP of croplands	Intermediate	7.50	6.05	+24
NPP of human-controlled grasslands	Intermediate	4.90	6.65	-26
Consumed on natural grazing land	Intermediate	0.40	1.17	-66
Human-induced fires	Intermediate	3.55	1.14	+212
Wood harvest	Intermediate	1.10	0.97	+14
Wood-harvest losses	Intermediate	0.65	0.33	+97
Land clearing	Intermediate	1.20	Not considered	Undefined
NPP of forest plantations	Intermediate	0.80	1.35	-41
NPP of urban areas	Intermediate	0.20	0.30	-33
Total	Intermediate	20.30	17.96	+13
Total as percentage of NPP ₀	Intermediate	27	27	
Previous terrestrial total	High	20.30	17.96	+13
Land-use-induced productivity change (ΔNPP_{LC})	High	8.75	6.29	+39
Total	High	29.05	24.25	+20
Total as percentage of NPP ₀	High	39	37	

estimate" encompassed the total NPP of "human-dominated" ecosystems, and the "high estimate" additionally considered productivity losses compared with potential vegetation (i.e., ΔNPP_{LC}). Surprisingly, differences in aggregate results between our recalculation and Vitousek's original data are relatively small, except for the "low estimate," which is considerably lower than our recalculation. Here, Vitousek *et al.* used extrapolations of total food and feed use from per capita values for intake of humans and animals, whereas our estimate is based on agricultural statistics. Another part of the difference can be explained by the fact that the calculation made by Vitousek *et al.* referred to data for the late 1970s and early 1980s, whereas our database refers to the year 2000.

Our recalculation gave lower results for appropriated amounts of biomass according to Vitousek's "intermediate" and "high" definitions, but our results for NPP₀ and NPP_{act} were also lower, so that results for HANPP expressed as a percentage of NPP₀ are almost identical. We conclude that differences between our results and those of Vitousek *et al.* largely stem from divergences in definitions. Similar considerations apply for other studies. For example, Imhoff *et al.* (16) used still another definition because neither land-use-induced productivity changes nor the NPP on human-controlled areas were assumed to be appropriated. Thus, the similarity of our results with those of Imhoff *et al.* is, to some extent, coincidental. We presume, therefore, that success in harmonizing HANPP definitions would largely eliminate the impression that HANPP calculations are extremely uncertain (17): outcome differences due to different definitions appear to be much larger than those that result from different calculation methods or data.

A large degree of variation exists in the geographical distribution of human use of the biosphere (Fig. 1). The spatial distribution of HANPP expressed as the percentage of NPP₀ appropriated in each grid cell (Fig. 1b) is a useful indicator of land-use intensity that can quantify and localize changes in ecosystem processes due to human activities. The map presented here differs from that presented by Imhoff *et al.* (16). Their map displays the amount of HANPP resulting from the consumption

of humans living in each grid cell, thus attributing HANPP to the place of biomass consumption and not to the locality of appropriation. Our map, instead, localizes the appropriation of NPP and thus the intensity of human domination of ecosystems. Because species richness has been shown to depend on HANPP (5–8), the map presented in Fig. 1b contains information crucial for the analysis of biodiversity loss.

Productivity losses compared with the potential vegetation (positive ΔNPP_{LC} values; see Fig. 1a) indicate that humans fail to fully use the productive potential of a region. The ratio of harvest to total HANPP can therefore be seen as an indicator of area efficiency: if ΔNPP_{LC} were zero, no productivity would be lost and HANPP would only result from harvest. The regional breakdown presented in Table 3 (for definition of regions, see SI Table 6) supports the view that the marked regional patterns of HANPP result from both variations in natural productivity and predominant land-use systems. For example, in Western Europe, the high total HANPP of 40% coincides with only a small ΔNPP_{LC} because of its high-yielding, intensive agricultural systems. By contrast, in Eastern and Southeastern Europe, with similar ecological conditions, land use has caused a large ΔNPP_{LC} and harvests are low. In Central Asia and the Russian Federation, most HANPP is actually due to a reduction in productivity; the situation is similar in sub-Saharan Africa. The situation in Eastern Asia (including China, Japan, and Korea), in contrast, is characterized by negligible ΔNPP_{LC} but large total HANPP. These findings suggest that, on a global scale, there may be a considerable potential to raise agricultural output without necessarily increasing HANPP, because the industrialized countries were actually able to achieve through agricultural intensification in the last 100–200 years (22).

Our findings emphasize land use as a pervasive factor of global importance. Land use not only transforms earth's terrestrial surface (28, 29) but also results in changes in biogeochemical cycles (1) and in a deterioration of the ability of ecosystems to deliver services critical to human well being (14). Because human population numbers (30) and per capita consumption of food

described above, assuming that all quality classes are grazed. Grazing intensity was assumed to be highest in the best-suited grazing areas and lowest in the least suitable ones (see *SI Text*). In contrast to cropland and forestry, no belowground NPP_h was assumed to occur on grazing land because plant roots are mostly not killed during mowing or grazing (4).

Human-induced fires are not included in the spatially explicit assessment but are part of the aggregate estimate of global HANPP summarized in Table 1. They are assessed on the basis of data reported by the FAO and the Global Burned Area 2000 Project. On-site backflow to nature, i.e., unused crop residues, roots or other harvest losses on cropland and in forestry, and

livestock feces dropped during grazing were calculated assuming appropriate factors (see *SI Text*).

We thank C. Lauk and M. Zika for their support in finding references and V. Grabner for help with programming. This work was supported by Austrian Science Fund Project P-16692; the European Union's Sixth Framework Programme (FP6) within the Methods and Tools for Integrated Sustainability Assessment (MATISSE) project; and the Austrian Federal Ministry of Education, Science, and Culture "Kulturlandschaftsforschung" research program. This research contributes to the Global Land Project and to a Long-Term Biodiversity, Ecosystem and Awareness Research Network (ALTER-Net), a network of excellence within FP6 of the European Union.

- Crutzen PJ, Steffen W (2003) *Clim Change* 61:251–257.
- Vitousek PM, Ehrlich PR, Ehrlich AH, Matson PA (1986) *BioScience* 36:363–373.
- Vitousek PM, Mooney HA, Lubchenco J, Melillo JM (1997) *Science* 277:494–499.
- O'Neill DW, Tyedmers PH, Beazley KF (2006) *Reg Environ Change* 7:1–14.
- Wright DH (1990) *Ambio* 19:189–194.
- Haberl H (1997) *Ambio* 26:143–146.
- Haberl H, Schulz NB, Plutzer C, Erb K-H, Krausmann F, Loibl W, Moser D, Sauberer N, Weisz H, Zechmeister HG, Zülka P (2004) *Agric Ecosyst Environ* 102:213–218.
- Haberl H, Plutzer C, Erb K-H, Gaube V, Pollheimer M, Schulz NB (2005) *Agric Ecosyst Environ* 110:119–131.
- Gerten D, Hoff H, Bondeau A, Lucht W, Smith P, Zaehle S (2005) *Phys Chem Earth* 30:334–338.
- DeFries RS, Field CB, Fung I, Collatz GJ, Bounoua L (1999) *Global Biogeochem Cycles* 13:803–815.
- McGuire AD, Sitch S, Klein JS, Dargaville R, Esser G, Foley JA, Heimann M, Joos F, Kaplan J, Kicklighter DW, et al. (2001) *Global Biogeochem Cycles* 15:183–206.
- Field CB (2001) *Science* 294:2490–2491.
- Daily GC, Alexander S, Ehrlich PR, Goulder L, Lubchenco J, Matson PA, Mooney HA, Postel SL, Schneider SH, Tilman D, Woodwell GM (1997) *Issues Ecol* 1:1–18.
- Millennium Ecosystem Assessment (2005) *Ecosystems and Human Well Being, Synthesis* (Island, Washington, DC).
- Wackernagel M, Schulz NB, Deumling D, Linares AC, Jenkins M, Kapos V, Monfreda C, Loh J, Myers N, Norgaard RB, Randers J (2002) *Proc Natl Acad Sci USA* 99:9266–9271.
- Imhoff ML, Bounoua L, Ricketts T, Loucks C, Harris R, Lawrence WT (2004) *Nature* 429:870–873.
- Rojstaczer S, Sterling SM, Moore N (2001) *Science* 294:2549–2552.
- Gerten D, Schaphoff S, Haberland U, Lucht W, Sitch S (2004) *J Hydrol* 286:249–270.
- Sitch S, Smith B, Prentice IC, Arneeth A, Bondeau A, Cramer W, Kampan JO, Levis S, Lucht W, Sykes MT, Thonicke K, Venevsky S (2003) *Global Change Biol* 9:161–185.
- Haberl H, Erb K-H, Krausmann F, Lucht W (2004) *LUCC Newslett* 10:16–17.
- Haberl H, Krausmann F, Erb K-H, Schulz NB, Rojstaczer S, Sterling SM, Moore N (2002) *Science* 296:1968–1969.
- Krausmann F (2001) *Land Use Policy* 18:17–26.
- Haberl H, Erb K-H, Krausmann F, Loibl W, Schulz NB, Weisz H (2001) *Global Biogeochem Cycles* 15:929–942.
- Davidson C (2000) *BioScience* 50:433–440.
- Roy J, Saugier B, Mooney HA (2001) *Terrestrial Global Productivity* (Academic, San Diego).
- Haberl H, Weisz H, Amann C, Bondeau A, Eisenmenger N, Erb K-H, Fischer-Kowalski M, Krausmann F (2006) *J Ind Ecol* 10:151–171.
- DeFries R (2002) *Geophys Res Lett* 29:1132–1135.
- Sanderson E, Jaiteh M, Levy M, Redford K, Wannebo A, Woolmer G (2002) *BioScience* 52:891–904.
- Foley JA, DeFries R, Asner GP, Barford C, Bonan G, Carpenter SR, Chapin FS, Coe MT, Daily GC, Gibbs HK, et al. (2005) *Science* 309:570–574.
- Lutz W, Sanderson WC, Scherbov S (2004) *The End of World Population Growth in the 21st Century: New Challenges for Human Capital Formation and Sustainable Development* (Earthscan, London).
- Food and Agriculture Organization (2003) *World Agriculture: Towards 2015/2030, an FAO perspective* (Earthscan, London).
- Nakicenovic N, Swart R (2000) *Special Report on Emission Scenarios* (Intergovernmental Panel on Climate Change and Cambridge Univ Press, Cambridge, UK).
- Tilman D, Fargione J, Wolff B, D'Antonio C, Dobson A, Howarth R, Schindler D, Schlesinger WH, Simberloff D, Swackhamer D (2001) *Science* 292:281–284.
- Pimentel D, Dazhong W, Giampietro M (1990) in *Agroecology, Researching the Ecological Basis for Sustainable Agriculture*, ed Gliessman SR (Springer, New York), pp 305–321.
- Goldemberg J (2000) *World Energy Assessment, Energy and the Challenge of Sustainability* (World Energy Council, New York).
- Kates RW, Clark WC, Corell R, Hall JM, Jaeger CC, Lowe I, McCarthy JJ, Schellnhuber HJ, Bolin B, Dickson NM, et al. (2001) *Science* 292:641–642.
- Food and Agriculture Organization (2004) *FAOSTAT 2004, FAO Statistical Databases: Agriculture, Fisheries, Forestry, Nutrition* (Food and Agriculture Organization, Rome).
- Ramankutty N, Foley JA (1998) *Global Biogeochem Cycles* 12:667–685.
- Food and Agriculture Organization (2001) *Global For Resour Assess 2000* (Food and Agriculture Organization, Rome).
- United Nations (2000) *Forest Resources of Europe CIS, North America, Australia, Japan, and New Zealand (industrialized temperate/boreal countries), UN-ECE/FAO Contribution to the Global Forest Resources Assessment 2000, Main Report ECE/TIM/SP/17* (United Nations, New York).
- Lamprey HF (1983) in *Tropical Savannas, Ecosystems of the World 13*, ed Bourliere F (Elsevier, Amsterdam), pp 643–666.
- Lambin EF, Turner BLI, Geist HJ, Agbola SB, Angelsen A, Bruce JW, Coomes OT, Dirzo R, Fischer G, Folke C (2001) *Global Environ Change* 11:261–269.
- Conant RT (2002) *Grazer-Dominated Ecosystems* (Macmillan, London).
- Asner GP, Elmore AJ, Olander LP, Martin RE, Harris AT (2004) *Annu Rev Environ Res* 29:261–299.
- Oldeman LR, Hakkeling RTA, Sombroek WG (1990) *World Map of the Status of Human-Induced Soil Degradation* (International Soil Reference and Information Centre/United Nations Environment Programme, Wageningen, The Netherlands).
- Pulki RE (1997) *Literature Synthesis on Logging Impacts in Moist Tropical Forests*, Global Fibre Supply Study Working Paper Series, eds Duinker PN, Bull G (Food and Agriculture Organization, Rome). Available at <http://ftp.fao.org/docrep/fao/006/W8270E/W8270e.pdf>. Accessed June 25, 2007.

11 Publikation 6: Haberl et al. (204) HANPP and diversity in agricultural landscapes

Haberl, H, Schulz, NB, Plutzer, C, Erb, KH, Krausmann, F, Loibl, W, Moser, D, Sauberer, N, Weisz, H, Zechmeister, H-G & Zulka, P (2004):

Human appropriation of net primary production and species diversity in agricultural landscapes.

Agriculture, Ecosystems and Environment, 102/2: 213-218.



Available online at www.sciencedirect.com



Agriculture, Ecosystems and Environment 102 (2004) 213–218

**Agriculture
Ecosystems &
Environment**

www.elsevier.com/locate/agee

Human appropriation of net primary production and species diversity in agricultural landscapes

Helmut Haberl^{a,*}, Niels B. Schulz^a, Christoph Plutzer^b, Karl Heinz Erb^a,
Fridolin Krausmann^a, Wolfgang Loibl^c, Dietmar Moser^b, Norbert Sauberer^b,
Helga Weisz^a, Harald G. Zechmeister^b, Peter Zulka^d

^a Department of Social Ecology, Institute for Interdisciplinary Studies of Austrian Universities,
Schottenfeldgasse 29, 1070 Vienna, Austria

^b Department for Conservation Biology, Vegetation and Landscape Ecology, Institute for Ecology and Conservation Biology,
University of Vienna, Althanstraße 14, 1090 Vienna, Austria

^c Environmental Planning Department, Systems Research Division, Austrian Research Centers Seibersdorf (ARCS),
A-2444 Seibersdorf, Austria

^d Department of Evolutionary Biology, Institute of Zoology, University of Vienna, Althanstraße 14, 1090 Vienna, Austria

Received 2 January 2003; received in revised form 11 July 2003; accepted 18 July 2003

Abstract

The relationship between land-use induced changes in production ecology and species diversity was analyzed based on a transect of 38 squares (600 m × 600 m) in landscapes of eastern Austria. “Human appropriation of net primary production” (=HANPP = potential NPP – NPP_i), actual NPP (NPP_{act}), harvest (NPP_h) and NPP_i (=NPP_{act} – harvest) were calculated, considering aboveground processes only. HANPP is an indicator of changes in the production ecology induced by land-use which takes ecosystem productivity and harvest into account. NPP_{act}, NPP_i, and HANPP were correlated with data on species richness of vascular plants, bryophytes, orthopterans, gastropods, spiders, ants, and ground beetles. NPP_{act} and HANPP were inversely correlated with species diversity, whereas NPP_i was positively correlated with species diversity. Results were compatible with the species-energy hypothesis which predicts a positive relationship between energy flow and species diversity. The analysis of the relationship between HANPP and species diversity may yield results that are relevant in terms of ecological theory and biodiversity conservation.

© 2003 Elsevier B.V. All rights reserved.

Keywords: Human appropriation of net primary production (HANPP); Species diversity; Species-energy hypothesis; Environmental indicator; Cultural landscape

1. Introduction

Land-use fundamentally alters the production ecology of terrestrial ecosystems, reducing or increasing

the net primary production (NPP) of ecosystems. Harvest removes NPP from ecosystems so that only a fraction of the actual NPP (termed NPP_i in this paper) remains in the ecosystem. The notion of “human appropriation of net primary production” (HANPP; Vitousek et al., 1986) is defined as the difference between NPP₀ and NPP_i (Haberl, 1997; Haberl et al., 2002).

* Corresponding author. Tel.: +43-1-5224000-401;
fax: +43-1-5224000-477.
E-mail address: helmut.haberl@univie.ac.at (H. Haberl).
URL: <http://www.univie.ac.at/iffsocec>.

On a global level, HANPP amounts to 20–40% of the potential vegetation's NPP (NPP_0 ; Vitousek et al., 1986; Wright, 1990) and is probably higher than 40% in many industrialized countries. Human appropriation of aboveground NPP in Austria is currently at about 50% on average, but may reach up to 90% in intensively cropped regions (Haberl et al., 2001). Over the next 50 years global population growth is thought to result in a further global expansion of agricultural areas by about 10^9 ha (Tilman et al., 2001). This could lead to further increases in HANPP and hence in human "domination" (Vitousek et al., 1997) or "colonization" (Haberl et al., 2001) of ecosystems. The question of the impact human-induced changes in production ecology are likely to have on biodiversity is therefore of great interest (Chapin et al., 2000; Sala et al., 1999). This paper intends to test the so-called "species-energy hypothesis" (Wright, 1983, 1987, 1990) that HANPP could contribute to species loss.

This paper presents an empirical analysis of the relationship between NPP_{act} , NPP_t , HANPP, and species diversity in intensively managed agricultural landscapes of eastern Austria. Such an analysis is relevant in terms of ecological biodiversity theory (Huston, 1994; Rosenzweig, 1995; Ricklefs and Schluter, 1993) and could also allow for biodiversity patterns to be predicted from maps of HANPP, NPP_{act} or NPP_t derived from satellite imagery, land-cover surveys and statistical data (Haberl et al., 2001). The analysis was based on a correlation analysis between HANPP and indices of species diversity of seven groups (vascular plants, bryophytes, orthopterans, gastropods, spiders, ants and ground beetles) in 38 observation squares of a transect through eastern Austria.

2. Methods

Data were obtained from 38 randomly selected squares $600\text{ m} \times 600\text{ m}$ on a transect through eastern Austria (Fig. 1) at altitudes of 120–620 m a.s.l. Mean annual precipitation was 528–1115 mm, mean annual temperature 6.3–10.7 °C. Land-cover was dominated by croplands including fallow areas (57% total square area), grasslands (17%), forests (15%), built-up and urban areas (3%), and other ecologically valuable habitats (8%). For details, see Sauberer et al. (2003).

Considering only the aboveground compartment, the following parameters were assessed: potential net primary productivity (NPP_0), actual NPP (NPP_{act}), biomass harvest (NPP_h) and NPP remaining in the ecosystem after harvest (NPP_t). HANPP was defined as the difference between NPP_0 and NPP_t . HANPP reflects (1) the changes in productivity due to land-use and (2) the biomass removed from ecosystems at harvest (Haberl, 1997; Haberl et al., 2001; Vitousek et al., 1986; Wright, 1990). HANPP% expresses HANPP as a percentage of NPP_0 .

The 38 squares were mapped using orthophotos (years: 1992–1996, resolution 0.5 m) combined with field mapping in 1999 (Moser et al., 2002) which resulted in a total of 3305 distinct landscape elements each of which was classified into one of 75 land-cover classes. Potential NPP was calculated using factors for the average NPP per unit area of the potential vegetation of each square, considering vegetation type and climate (Haberl, 1995, 1997; Haberl et al., 2001). These factors had been derived by regression analyses of NPP data from the literature (Cannell, 1982; DeAngelis et al., 1981). For each landscape element classified as one of the cropland and meadow classes NPP_{act} was calculated using harvest indices (Singh and Stoskopf, 1971; Krausmann, 2001). Harvest data were obtained from agricultural statistics available at the district level for about 40 different crops (Statistik Austria, 1999). For forest ecosystems NPP_{act} was assumed to be identical to NPP_0 . This method gives similar results as the extrapolation of forest NPP from wood increment data from the Austrian forest inventory (Haberl, 1997; Haberl et al., 2001). To assess NPP_h in forests the percentage of NPP_{act} harvested on average in the region was calculated using timber balances and the Austrian forest inventory (Haberl et al., 2001). For the remaining land-cover classes average values were derived from Haberl (1995) and Schulz (1999). Data were expressed in Joule (J) per year.

Data on species diversity were collected at 10 randomly selected sampling points per square, avoiding human settlement or inaccessible terrain. A census was made in 1998 and 1999 of the species richness of seven taxa: vascular plants, bryophytes, orthopterans, gastropods, spiders, ants and ground beetles. Vascular plants and orthopterans were recorded within a radius of 20 m, bryophytes and gastropods within a radius of 10 m around the sampling point. The other arthropod

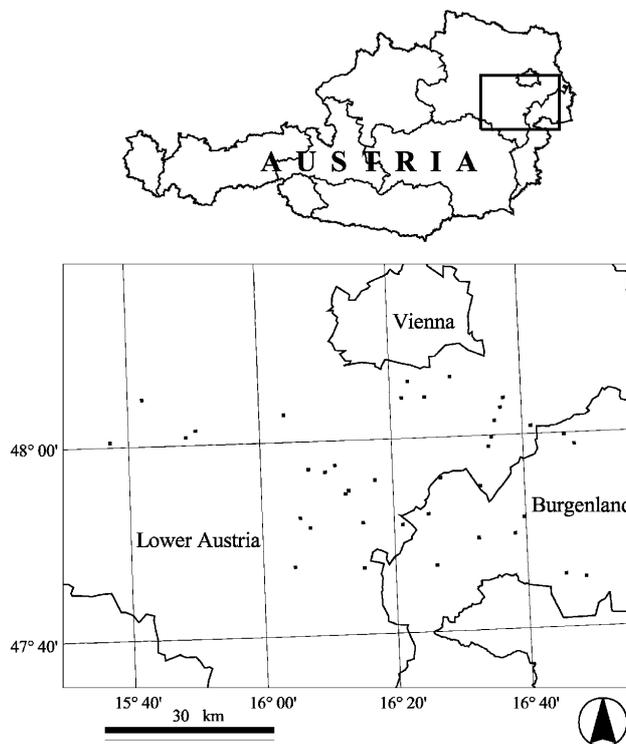


Fig. 1. Location of the study plots in eastern Austria.

taxa were caught by pitfall trapping. Bryophytes were evaluated in winter, vascular plants twice a year in spring and summer, recording all species found at a sample point. Spiders, ground beetles, and ants were identified based on pitfall trapping. Each pitfall (one per sample point, 4.5 cm diameter) was covered with a transparent roof, filled with ethylene glycol and exposed for three 14-day periods (September 1998, May 1999, June/July 1999). Gastropods were searched manually for 10 minutes, those caught by pitfall trapping being also determined. Four soil samples (10 cm × 10 cm, 5 cm deep) per sampling point were taken and any shell separated from soil samples by sifting through a series of sieves down to >2 mm.

Orthopterans were recorded in July–August 1999 for 10 minutes. Determination occurred according to morphological characteristics and using >20 kHz song detectors.

The species richness per square was calculated as the sum of the 10 sampling points; species recorded in more than one point were counted only once. To overcome disproportions in species numbers for the various groups considered (bryophytes: 215 species, vascular plants: 960, gastropods: 96, spiders: 215, orthopterans: 46, ground beetles: 196, ants: 40), each group was adjusted to 100%. The overall indices per square were calculated as the sum of the respective group index values divided by the number of groups.

Nine regressions between species diversity and each of the three variables NPP_{act} , NPP_t and $HANPP\%$ were made, using both a linear model ($Y = A + BX$) and a quadratic polynomial model ($Y = A + BX + CX^2$). Polynomial models resulted in a higher Pearson's r than linear models, but their degrees of freedom were larger. To decide which model to select the Akaike Information Criterion (AIC; Sakamoto et al., 1986) was used.

3. Results

Mean NPP_{act} values for the 38 squares ranged from 12.3 to 25.4 $MJ\ m^{-2}$ per year, mean NPP_h from

2.8 to 20.9 $MJ\ m^{-2}$ per year, mean NPP_t from 1.9 to 14.0 $MJ\ m^{-2}$ per year, mean $HANPP$ from 5.8 to 19.5 $MJ\ m^{-2}$ per year (about 45–95% of NPP_0). NPP_{act} was not correlated either with NPP_t or to $HANPP\%$, whereas NPP_t and $HANPP\%$ were highly correlated (-0.99 ; $P < 0.001$).

NPP_{act} was inversely correlated with the species diversity of all taxa, the regression coefficient being lowest for ground beetles ($r^2 = 0.118$) and highest for vascular plants ($r^2 = 0.408$). NPP_t was positively correlated with species diversity. In most cases, NPP_t gave a better fit than NPP_{act} , except for spiders and ground beetles, where both fits were about equal. The regression coefficient was between 0.132 (ground

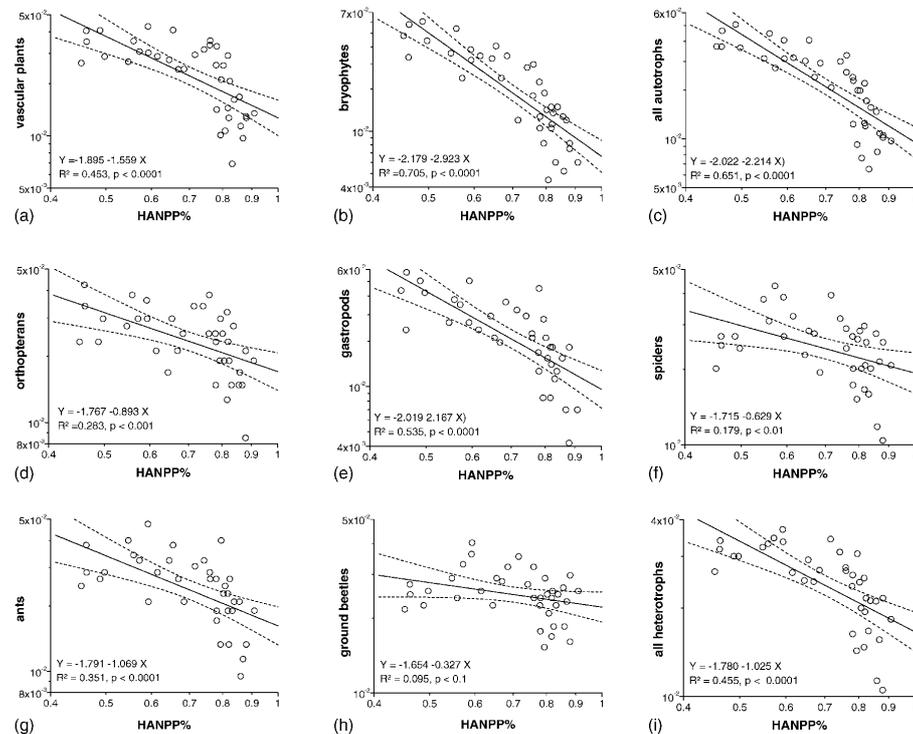


Fig. 2. The log-log scatter plots of the regression analyses between $HANPP$ as a percentage of NPP_0 ($HANPP\%$) and species diversity of (a) vascular plants, (b) bryophytes, (c) all autotrophs, (d) orthopteran, (e) gastropods, (f) spiders, (g) ants, (h) ground beetles, and (i) all heterotrophs. Dotted lines denote 95% confidence interval.

beetles) and 0.758 (bryophytes). HANPP% was inversely correlated with species diversity of all groups (Fig. 2). The data suggested that the pattern could be unimodal, but this was not confirmed by the AIC. The regression coefficient was between 0.095 (ground beetles) and 0.705 (bryophytes). Most fits were better than for NPP_{act} but worse than for NPP_t .

Autotrophs were generally better correlated to NPP_{act} , NPP_t , and HANPP% than heterotrophs. Bryophytes yielded better correlations than vascular plants, except for NPP_{act} which correlated better with vascular plants than with bryophytes. Among heterotrophs ground beetles, orthopterans and spiders gave lower correlations than groups with lower mobility.

4. Discussion and conclusions

Wright (1990) argued that HANPP could be expected to reduce species diversity. The species-energy hypothesis (Brown, 1981, 1995; Gaston, 2000; Hutchinson, 1959; Wright, 1983, 1987) suggests that increases in available energy should make it possible for more species to coexist, leading to a positive relation between energy availability and species diversity, and the species-energy hypothesis predicts a linear (or at least monotonous) positive correlation between NPP_t and species diversity. For heterotrophs species numbers should be positively correlated with the energy remaining in ecosystems. NPP_t and diversity were positively correlated as predicted by the linear orientation of the species-energy hypothesis. The present data suggest, however, that autotroph diversity was even more closely correlated with NPP_t than heterotroph diversity.

The inverse correlation between NPP_{act} and diversity was difficult to explain. One explanation could be that fertile plots were harvested more intensively. Another explanation could be a possible negative impact of high NPP levels on species diversity (Rosenzweig, 1992; Rosenzweig and Abramsky, 1993). The possibility that diversity could saturate or even decline at high NPP_t or low HANPP% levels cannot be excluded. Testing this possibility would require data that include highly productive plots with low HANPP (high NPP_t) and plots with no or little HANPP and low NPP_t .

The bad fit of the data obtained for ground beetles and spiders could be due to their high mobility. An explanation for the better fit of autotrophs as compared to heterotrophs could be that they included species from all kinds of habitats, whereas heterotrophic groups were mainly surface-active invertebrates.

At least at levels above 50% HANPP has negative consequences in terms of biodiversity, as predicted by the species-energy hypothesis. This confirms the conventional wisdom of conservationists that species diversity is negatively correlated with the intensity of land-use (Hoffmann et al., 2001; Zechmeister and Moser, 2001). The approach taken in this paper could lead to results of potentially great value in the discussions around land-use changes as a driving force of biodiversity loss, and on scenarios of future changes in biodiversity (Chapin et al., 2000; Sala et al., 1999). Another practical use of the correlations between HANPP and species diversity could be the development of indicators for socio-economic activities leading to biodiversity loss, so-called “pressure indicators” for biodiversity as currently developed within environmental reporting systems (Eurostat, 1999).

Acknowledgements

This research was funded by the Austrian Ministry of Education, Science and Culture in the research programme “Cultural Landscapes Research”. The study is part of the LUCC-endorsed project no. 33 “Land-Use Change and Socio-economic Metabolism”. The authors are indebted to M. Fischer-Kowalski, G. Grabherr, P. Bossew, G. Bieringer, N. Milasowszky, R. Troestl, H. Schandl and C. Storch. Comments by two reviewers and the editor are gratefully acknowledged.

References

- Brown, J.H., 1981. Two decades of homage to Santa Rosalia: toward a general theory of diversity. *Am. Zool.* 21, 877–888.
- Brown, J.H., 1995. *Macroecology*. Chicago University Press, Chicago.
- Cannell, M.G.R., 1982. *World Forest Biomass and Primary Production Data*. Academic Press, London.
- Chapin, F.S., Zavaleta, E.S., Eviner, V.T., Naylor, R., Vitousek, P.M., Reynolds, H.L., Hooper, D.U., Lavelle, S., Sala, O.E.,

- Hobbie, S.E., Mack, M.C., Diaz, S., 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405, 234–242.
- DeAngelis, D.L., Gardner, R.H., Shugart, H.H., 1981. Productivity of forest ecosystems studied during the IBP: the woodland data set. In: Reichle, D.E. (Ed.), *Dynamics of Forest Ecosystems*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 567–672.
- Eurostat, 1999. Towards environmental pressure indicators for the EU. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- Gaston, K.L., 2000. Global patterns in biodiversity. *Nature* 405, 220–227.
- Haberl, H., 1995. Menschliche Eingriffe in den natürlichen Energiefluß von Ökosystemen. Working Paper Social Ecology No. 43, Vienna.
- Haberl, H., 1997. Human appropriation of net primary production as an environmental indicator: implications for sustainable development. *Ambio* 26, 143–146.
- Haberl, H., Erb, K.H., Krausmann, F., Loibl, W., Schulz, N., Weisz, H., 2001. Changes in ecosystem processes induced by land use: human appropriation of net primary production and its influence on standing crop in Austria. *Global Biogeochem. Cycles* 15, 929–942.
- Haberl, H., Krausmann, F., Erb, K.H., Schulz, N.B., Rojstaczer, S., Sterling, S.M., Moore, N., 2002. Human appropriation of net primary production. *Science* 296, 1968–1969.
- Hoffmann, J., Kretschmer, H., Pfeffer, H., 2001. Effects of patterning on biodiversity in northeast German agro-landscapes. In: Tenhunen, J.D., Lenz, R., Hantschel, R. (Eds.), *Ecosystem Approaches to Landscape Management in Central Europe*, Ecological Studies 147. Springer, Berlin, pp. 325–340.
- Huston, M., 1994. *Biological Diversity: The Coexistence of Species on Changing Landscapes*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Hutchinson, G.E., 1959. Hommage to Santa Rosalia, or why are there so many kinds of animals? *Am. Nat.* 93, 145–159.
- Krausmann, F., 2001. Land use and industrial modernization, an empirical analysis of human influence on the functioning of ecosystems in Austria 1830–1995. *Land Use Policy* 18, 17–26.
- Moser, D., Zechmeister, H.G., Plutzer, C., Sauberer, N., Wrba, T., Grabherr, G., 2002. Landscape patch shape complexity as an effective measure for plant species richness in rural landscapes. *Landscape Ecol.* 17, 657–669.
- Ricklefs, R.E., Schlüter, D., 1993. *Species Diversity in Ecological Communities*. The University of Chicago Press, Chicago.
- Rosenzweig, M.L., 1992. Species diversity gradients: we know more and less than we thought. *J. Mammal.* 73, 715–730.
- Rosenzweig, M.L., 1995. *Species Diversity in Space and Time*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Rosenzweig, M.L., Abramsky, Z., 1993. How Are Diversity and Productivity Related? In: Ricklefs, R.E., Schlüter, D. (Eds.), *Species Diversity on Ecological Communities*. The University of Chicago Press, Chicago, pp. 52–65.
- Sakamoto, Y., Ishiguro, M., Kitagawa, G., 1986. *Akaike Information Criterion Statistics*. Reidel, Tokyo.
- Sala, O.E., Chapin III, F.S., Gardner, R.H., Lauenroth, W.K., Mooney, H.A., Ramakrishnan, P.S., 1999. Global change, biodiversity and ecological complexity. In: Walker, B., Steffen, W., Canadell, J., Ingram, J. (Eds.), *The Terrestrial Biosphere and Global Change. Implications for Natural and Managed Ecosystems*, IGBP Book Series 4. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 304–328.
- Sauberer, N., Zulka, K.P., Abensperg-Traun, M., Berg, H.M., Bieringer, G., Milasowsky, N., Moser, D., Plutzer, C., Pollheimer, M., Storch, C., Tröstl, R., Zechmeister, H.G., Grabherr, G., 2003. Surrogate taxa for biodiversity in agricultural landscapes of eastern Austria. *Biol. Conserv.*, in press.
- Schulz, N., 1999. Auswirkungen von Landnutzung auf Ökosystemprozesse: Die menschliche Aneignung von Nettoprimärproduktion in Österreich, vergleichende Berechnung anhand verschiedener Datenquellen. Masters Thesis. University of Vienna, Vienna.
- Singh, I.D., Stoskopf, N.C., 1971. Harvest index in cereals. *Agron. J.* 63, 224–226.
- Statistik Austria, 1999. *Ergebnisse der landwirtschaftlichen Statistik 1998*. Statistik Austria, Vienna.
- Tilman, D., Fargione, J., Wolff, B., D'Antonio, C., Dobson, A.P., Howarth, R.W., Schindler, D., Schlesinger, W.H., Simberloff, D., Swackhamer, D., 2001. Forecasting agriculturally driven global environmental change. *Science* 292, 281–284.
- Vitousek, P.M., Ehrlich, P.R., Ehrlich, A.H., Matson, P.A., 1986. Human appropriation of the products of photosynthesis. *BioScience* 36, 368–373.
- Vitousek, P.M., Mooney, H.A., Lubchenko, J., Melillo, J.M., 1997. Human domination of earth's ecosystems. *Science* 277, 494–499.
- Wright, D.H., 1983. Species-energy theory an extension of species-area theory. *Oikos* 41, 495–506.
- Wright, D.H., 1987. Estimating human effects on global extinction. *Int. J. Biometeorol.* 31, 293–299.
- Wright, D.H., 1990. Human impacts on the energy flow through natural ecosystems, and implications for species endangerment. *Ambio* 19, 189–194.
- Zechmeister, H.G., Moser, D., 2001. The influence of agricultural land-use intensity on bryophyte species richness. *Biodiversity Conserv.* 10, 1609–1625.

12 Publikation 7: Haberl et al. (2005) HANPP and bird diversity in Austria

**Haberl, H, Plutzer, C, Erb, KH, Gaube, V, Pollheimer, M & Schulz, NB (2005):
Human Appropriation of Net Primary Production as Determinant of Avifauna
Diversity in Austria.**

Agriculture, Ecosystems and Environment, 110/3-4: 119-131.



ELSEVIER

Available online at www.sciencedirect.com



Agriculture, Ecosystems and Environment 110 (2005) 119–131

**Agriculture
Ecosystems &
Environment**

www.elsevier.com/locate/agee

Human appropriation of net primary production as determinant of avifauna diversity in Austria

Helmut Haberl^{a,*}, Christoph Plutzer^b, Karl-Heinz Erb^a, Veronika Gaube^a,
Martin Pollheimer^c, Niels B. Schulz^d

^a Institute of Social Ecology, IFB Vienna, Klagenfurt University, Schottenfeldgasse 29, 1070 Vienna, Austria

^b V.I.N.C.A. – Vienna Institute for Nature Conservation and Analyses, Giessergasse 6/7, A-1090 Vienna, Austria

^c Max-Planck Institute for Ornithology, Vogelwarte Radolfzell, Schlossallee 2, D-78315 Radolfzell, Germany

^d Mosergasse 9/12, 1090 Vienna, Austria

Received 28 May 2004; received in revised form 8 March 2005; accepted 29 March 2005

Available online 25 April 2005

Abstract

The relationship between land-use induced changes in production ecology and avifauna diversity was analysed using a GIS land cover dataset on a 0.25 km × 0.25 km grid covering Austria's national territory. Considering only aboveground processes, the "human appropriation of net primary production" (HANPP = potential NPP – NPP_i), actual NPP (NPP_{act}), harvest (NPP_h) and NPP_i (= NPP_{act} – harvest) were recalculated based on existing datasets. Elevation as well as indicators of land cover heterogeneity and landscape heterogeneity were also considered. Correlation analyses were performed between these potential determinants of avifauna diversity and breeding bird species richness data as well as the percentage of endangered breeding birds included in the Austrian red list. Four spatial scales—0.25 km × 0.25 km, 1 km × 1 km, 4 km × 4 km and 16 × 16 km, were analysed. It was shown that breeding bird species richness was more strongly correlated with production ecological indicators and elevation than with heterogeneity indicators. A residual analysis in which the effect of elevation (a proxy for climate) on species richness and its potential determinants was removed confirmed the importance of the availability of trophic energy (NPP) for bird diversity patterns. The results support the species-energy hypothesis, thus confirming the notion that HANPP could be a useful pressure indicator for biodiversity loss.

© 2005 Elsevier B.V. All rights reserved.

Keywords: Human appropriation of net primary production, HANPP; Biodiversity; Bird species richness; Endangered species; Energy hypothesis; Pressure indicator

1. Introduction

Human-caused biodiversity loss is a pervasive global process generally thought to jeopardize sustainability (Heywood and Watson, 1995; Pimm et al., 1995). Developing effective policies to slow the

* Corresponding author. Tel.: +43 1 5224000x401;

fax: +43 1 5224000x477.

E-mail address: helmut.haberl@uni-klu.ac.at (H. Haberl).

URL: <http://www.iff.ac.at/soecc>, <http://www.vinca.at>.

rate with which biodiversity is being depleted requires a better understanding of human pressures on biodiversity. Above all, the relative importance of different pressures on biodiversity is currently only incompletely understood (Chapin et al., 2001; McNeely et al., 1995; Sala et al., 2000).

It is well established that land-use is an important, may be even the most important, cause of biodiversity loss (Chapin et al., 2001; Sala et al., 2000). Land-use, however, is a multi-faceted notion that includes activities as diverse as clear-cutting or burning of original forest cover, ploughing, sowing, planting of seedlings, weeding, application of pesticides and fertilizers, soil sealing through construction of buildings and infrastructure, establishment of gardens or parks, afforestation, grazing of domesticated animals, crop, grass or wood harvest, and many more (Meyer and Turner, 1994; Turner et al., 1990). Land-use results in various changes in ecosystems on different spatial scales that include, among others, changes in land cover and landscape structure, changes in productivity and biomass stocks, changes in biogeochemical cycles of water, nutrients, carbon, etc. (Forman and Godron, 1986; Naveh and Liebermann, 1994) that are relevant for biodiversity (Waldhardt, 2003).

Much evidence has been accumulated to demonstrate that spatial patterns of landscapes such as landscape complexity or heterogeneity are strongly correlated with species richness, implying that land-use related changes in landscape heterogeneity may exert an important pressure on biodiversity (Benton et al., 2003; Hoffmann et al., 2001; Honnay et al., 2003; Moser et al., 2002; Steiner and Köhler, 2003; Zechmeister et al., 2003). The possible impact of land-use induced changes in production ecology on biodiversity has, however, received less attention (Haberl et al., 2004; Wrבka et al., 2004), although the concern that a reduction of energy availability in ecosystems due to the “human appropriation of net primary production” (HANPP) might be an important pressure on biodiversity was raised more than a decade ago (Vitousek et al., 1986; Wright, 1987, 1990). This concern was based on the species-energy hypothesis, i.e., the notion that the amount of energy available in ecosystems may be an important factor determining species diversity (Allen et al., 2002; Brown, 1988, 1995; Gaston, 2000; Hutchinson, 1959; Worm and Duffy, 2003; Wright, 1983).

As global human population growth is likely to require more agricultural area (Tilman et al., 2001), further increases in HANPP over the present value of about 20–40% (Vitousek et al., 1986) might be expected. The likely consequences of such trends for biodiversity are therefore of great interest. Moreover, there is an urgent need for feasible, reliable, and empirically validated pressure indicators for biodiversity loss, i.e., to parameters that can be unequivocally linked to socio-economic processes on the one hand, and to biodiversity on the other. As global (DeFries, 2002; Imhoff et al., 2004) and regional (Haberl et al., 2001) assessments of HANPP or its components are becoming increasingly available, HANPP is at least a promising candidate for such an indicator, and the research presented here may also serve to supply scientific backing for the development of such indicators.

In order to assess the relation between production ecology and biodiversity this paper presents an empirical study of the relationship between various production ecological parameters and Austria's breeding bird species richness. Some simple indicators of landscape heterogeneity as well as an indicator of bird species endangerment (species included in the red list of Austria's breeding birds) were also analysed. The analysis was conducted on four nested spatial scales and covered all of Austria.

2. Methods

The study was based on a land cover dataset covering Austria's whole area of about 83,000 km² (Hollaus and Suppan, 2004; Peterseil et al., 2004; Wrבka et al., 1998, 2002). A 0.25 km × 0.25 km grid ($N = 1.3$ mio. cells) was used as basic unit; that is, 0.25 km × 0.25 km cells were considered homogeneous with respect to land cover, landscape type, production ecology, elevation and bird assemblage. Avifauna and elevation data were already available on that grid whereas production ecological parameters, land cover and landscape types were recalculated on that grid in order to avoid spatial distortions.

The following parameters were analyzed as potential determinants of bird species diversity: elevation, actual NPP (NPP_{act}), human harvest of biomass (NPP_h), NPP remaining in the ecosystem after harvest (NPP_r), HANPP%, land cover heterogeneity (LC-Het) and

the Shannon-Wiener index (Krebs, 1989) of land cover types and of landscape types. HANPP was defined as the difference between NPP_0 and NPP_t , where NPP_0 denotes the NPP of the vegetation assumed to prevail in the absence of human intervention. HANPP reflects (1) the changes in productivity due to land-use and (2) the biomass removed from ecosystems at harvest (Haberl, 1997; Haberl et al., 2001; Vitousek et al., 1986; Wright, 1990). All NPP data were expressed in Joule [J] per year. HANPP% expresses HANPP as a percentage of NPP_0 . To avoid the large uncertainties related to belowground data, only the aboveground component was considered.

HANPP components (NPP_{act} , NPP_h , NPP_t and HANPP%) were recalculated from a previous study (Haberl et al., 2001) that had used a different land cover dataset with a similar land cover classification, but a different basic grid. NPP_0 was calculated using factors for the average NPP per unit area of different vegetation units, considering vegetation type and elevation as proxy for climate (Haberl, 1995, 1997; Haberl et al., 2001). The factors used were derived by regression analyses of NPP data from the literature (e.g., Cannell, 1982; DeAngelis et al., 1981). For cropland and meadows NPP_{act} was calculated using harvest indices (Krausmann, 2001; Singh and Stoskopf, 1971). Harvest data were obtained from agricultural statistics available at the district level for about 40 different crops (Statistik Austria, 1999). For forest ecosystems NPP_{act} was assumed to be identical to NPP_0 . This method gave similar results as the extrapolation of forest NPP from wood increment data from the Austrian forest inventory (Haberl, 1997; Haberl et al., 2001). As a refinement compared to the earlier study the calculation used here was based on disaggregated data on wood harvest in Austria's forest districts ($N = 85$) instead of one average figure for the percentage of forest NPP harvested in Austria's forests (Büchsenmeister et al., 1999). For the remaining land cover classes average values were derived from Haberl (1995) and Schulz (1999). Land cover heterogeneity (LC-Het) was calculated for each grid cell as the number of land cover classes present in the eight cells adjacent to each grid cell (variety of a 3×3 neighbourhood).

The avifauna data set covering Austria's total area was taken from an unpublished study by two of the authors (C. Plutzer and M. Pollheimer) in which

breeding bird species richness was extrapolated from Austria's bird inventory established by Birdlife Austria (Dvorak et al., 1993). In this study, a database of the spatial distribution of 213 breeding bird species in Austria was established. The distribution of 119 of these 213 species was assumed to be underrepresented; for these species a GIS-based expert system was used to fill spatial gaps caused by heterogeneous sampling efforts. The expert system was based on the field samples of the bird inventory and assumed for each of the species classified as underrepresented that areas without bird sightings in which environmental conditions were similar to those with bird sightings had a high probability of being inhabited by this species as well. An overlay of the 119 modelled distribution maps with the 94 distribution maps taken directly from the inventory resulted in the map of Austrian breeding bird species richness used in the analyses presented here. A comparison of this data set with detailed local field samples demonstrated its reliability and usefulness (linear correlation with $r^2 = 0.66$, $p < 0.001$, $N = 75$).

Since one aim of this study was to investigate whether there was any scale dependency in the relationships all analyses were carried out on four spatial scales, represented by four spatially hierarchical fishnets: $0.25 \text{ km} \times 0.25 \text{ km}$ ($N \cong 1.3 \text{ mio.}$), $1 \text{ km} \times 1 \text{ km}$ ($N \cong 84300$), $4 \text{ km} \times 4 \text{ km}$ ($N = 5510$) and $16 \text{ km} \times 16 \text{ km}$ ($N = 328$). More than 50% of the area of a $16 \text{ km} \times 16 \text{ km}$ square had to fall within Austria's borders for a square to be considered, for all other squares it had to be 100%. For grids larger than $0.25 \text{ km} \times 0.25 \text{ km}$ mean values were calculated for all variables. The Shannon-Wiener Indices (Krebs, 1989) of land cover (LC-Shannon) and landscape types (LSc-Shannon) were determined. Data on landscape types were taken from the literature (Wrbka et al., 2002). The corresponding Simpson Indices were also calculated, but results are not presented here because they performed worse than the Shannon-Wiener Indices. All data were log-transformed.

The aim of this study was to test the species-energy hypothesis and its potential usefulness for developing pressure indicators for biodiversity loss, not to use potential determinants of species richness to derive a best-fit model of Austrian breeding bird species richness. Therefore neither multivariate methods nor variable reducing methods (e.g., principal component

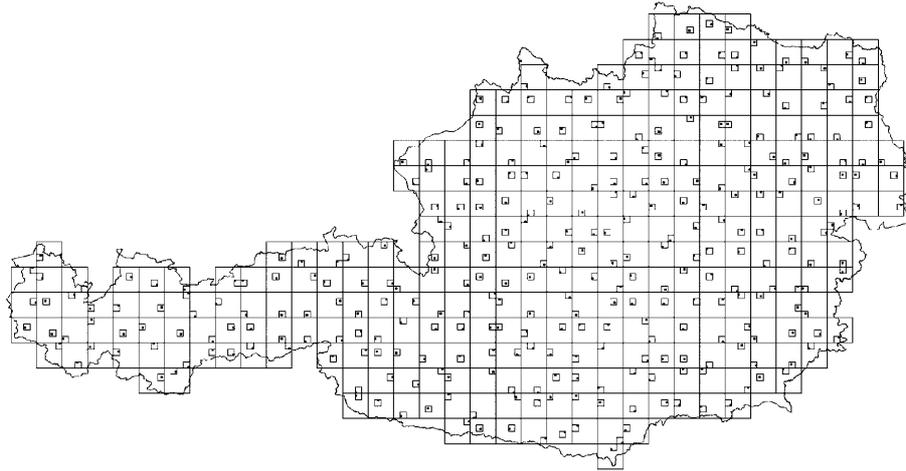


Fig. 1. Location of the 328 squares sized $16\text{ km} \times 16\text{ km}$, $4\text{ km} \times 4\text{ km}$ and $1\text{ km} \times 1\text{ km}$, respectively, of the representative sample analysed most intensively in this paper (see text for explanation). The squares sized $0.25\text{ km} \times 0.25\text{ km}$ were too small to be visualized in this map.

or factor analysis) were used. Instead, regressions were performed to determine the correlation between these parameters and data describing Austria's avifauna richness. In order to obtain samples of the same size (N) for each of the four spatial scales 10 random samples were taken using the following procedure: all $16\text{ km} \times 16\text{ km}$ squares meeting the above-specified requirement were included. Within each $16\text{ km} \times 16\text{ km}$ square one $0.25\text{ km} \times 0.25\text{ km}$ square was randomly chosen. The $1\text{ km} \times 1\text{ km}$ and $4\text{ km} \times 4\text{ km}$ squares in which the selected $0.25\text{ km} \times 0.25\text{ km}$ square was located were used so that each of the 10 iterations represented a nested sample with identical $N = 328$ for all four spatial scales. Regressions between avifauna richness and its potential determinants were made, using both a linear model ($Y = A + BX$) and a quadratic polynomial model ($Y = A + BX + CX^2$). Polynomial models resulted in a higher Pearson's ' r ' than linear models, but their degrees of freedom were larger. To decide which model to select the Akaike Information Criterion (AIC; Sakamoto et al., 1986) was used. All regressions were Bonferroni-corrected.

As this analysis had shown that the correlations were stable for all well-performing indicators, a

representative random sample was chosen from the 10 samples for all subsequent analyses. The selection was based on a χ^2 -test designed to determine the sample in which the distribution of land cover classes best matched that in all $0.25\text{ km} \times 0.25\text{ km}$ grid cells. Land cover classes were aggregated to 10 classes in order to reduce the number of less frequent land cover classes, because less frequent classes would have distorted the χ^2 -test. The location of the squares of this representative sample is shown in Fig. 1. This sample was used in all scatter plots presented in Figs. 2 and 3, for the analysis of the percentage of endangered (red list categories 0, 1, 2 and 3 according to Frühauf, 2005) species, and for the residual analysis described below.

Land-use causes considerable deviation of actually prevailing conditions from production-ecological patterns that would be expected in the absence of human intervention; i.e., from a pattern that would to a large extent be determined by climate and thus elevation (Haberl et al., 2001). The next question was therefore whether, and to what extent, deviations of the observed bird species richness patterns from those predicted by elevation could be explained by deviations in production-ecological parameters from

the production ecological pattern that would be predicted by elevation. This analysis was performed as follows: using the AIC the best-performing model, linear or quadratic, for the dependency of all variables on elevation was determined and residuals, i.e., the deviation of data from the value predicted by the model, were calculated. For both production ecology and bird species richness these residuals were used as new, elevation-independent variables. The same correlation analysis as described above was performed to detect interrelations between these residuals.

3. Results

Table 1 presents the results of the correlation analyses between breeding bird species richness and its various potential determinants for all four spatial scales. For each scale the first column shows whether the AIC preferred the quadratic (Q) or the linear (L) model and, for all scales below $16 \text{ km} \times 16 \text{ km}$, how often each of the two models was chosen. Mean r^2 was the mean r -squared of all 10 regressions of the model type preferred by the AIC. r^2 range the range of r^2 (largest r^2 – smallest r^2) in the 10 samples.

Table 1 shows that the ranges of r^2 were comparably small for well-performing regressions; therefore, all further analyses were based on the representative sample (sample #9) selected by the χ^2 -test. Elevation and HANPP components generally had much better explanative value than the heterogeneity indicators (LC-Het, LC-Shannon, LSc-Shannon). Correlations were best on the $1 \text{ km} \times 1 \text{ km}$ and $4 \text{ km} \times 4 \text{ km}$ scale and worst on the $0.25 \text{ km} \times 0.25 \text{ km}$ scale. Among the HANPP components, NPP_{act} was the best predictor of bird species richness on all scales. Whether NPP_{t} , NPP_{h} , or HANPP% worked second-best depended on scale, and differences between the mean r^2 were too small to favor one of these HANPP components over the other. All correlations of HANPP components and total bird numbers were unequivocally quadratic, except for NPP_{act} on the $0.25 \text{ km} \times 0.25 \text{ km}$ scale; here the AIC favored the linear model in two of the 10 samples. Fig. 2 shows scatterplots of the regressions (sample #9) between NPP_{act} and NPP_{t} on the four spatial scales, revealing monotonous relations between NPP_{act} and species richness on all four scales, and

monotonous relations between NPP_{t} and species richness on all scales except $16 \text{ km} \times 16 \text{ km}$.

The heterogeneity indicators did not only work worse than elevation and the HANPP components, they also did not produce stable patterns across scales, as visual inspection of the scatter diagrams (not shown here) revealed. For example, LC-Het, the best-performing heterogeneity indicator on all four scales, was linearly related to bird species numbers only on the smallest scale, but produced unimodal patterns on all other scales, contrary to the common assumption that more heterogenous squares should generally host more species.

Table 2 shows adjusted r^2 values of linear and quadratic correlations (sample #9) between the potential determinants of bird species diversity considered in this study. Elevation was significantly inversely correlated with all HANPP components. Linear regressions with elevation failed completely for NPP_{t} , but worked almost as well as quadratic ones for NPP_{h} and HANPP%. Heterogeneity indicators were neither linearly nor quadratically correlated with elevation. NPP_{act} was positively correlated with NPP_{h} as well as with NPP_{t} on all scales; as an example, Fig. 3a and b show these interrelations on the $1 \text{ km} \times 1 \text{ km}$ scale. In both cases linear regressions performed almost as well as quadratic, as confirmed by the scatterplot. HANPP% was also strongly related with NPP_{act} and NPP_{h} ; the linear regression only failed on the smallest scale for HANPP%'s relation to NPP_{act} . On the $1 \text{ km} \times 1 \text{ km}$ scale a clearly monotonous curve was found (Fig. 3c). The relationship between HANPP% and NPP_{t} , however, was clearly non-linear. In this case linear regressions yielded very low or even insignificant adjusted r^2 values, whereas a quadratic relation could be found on all four scales. Fig. 3d shows the scatterplot at the $1 \text{ km} \times 1 \text{ km}$ scale; a similar pattern was found on the other scales.

Correlations between HANPP components and the heterogeneity indicators were generally bad, with the exception of the relations between NPP_{t} and LC-Het (quadratic), HANPP% and LC-Het (linear and quadratic), as well as NPP_{t} and LSc-Shannon (quadratic at larger scales). LC-Het and LC-Shannon were strongly correlated ($0.51 < r^2 < 0.88$), LC-Het and LSc-Shannon as well as LC-Shannon and LSc-Shannon still considerably ($0.17 < r^2 < 0.32$).

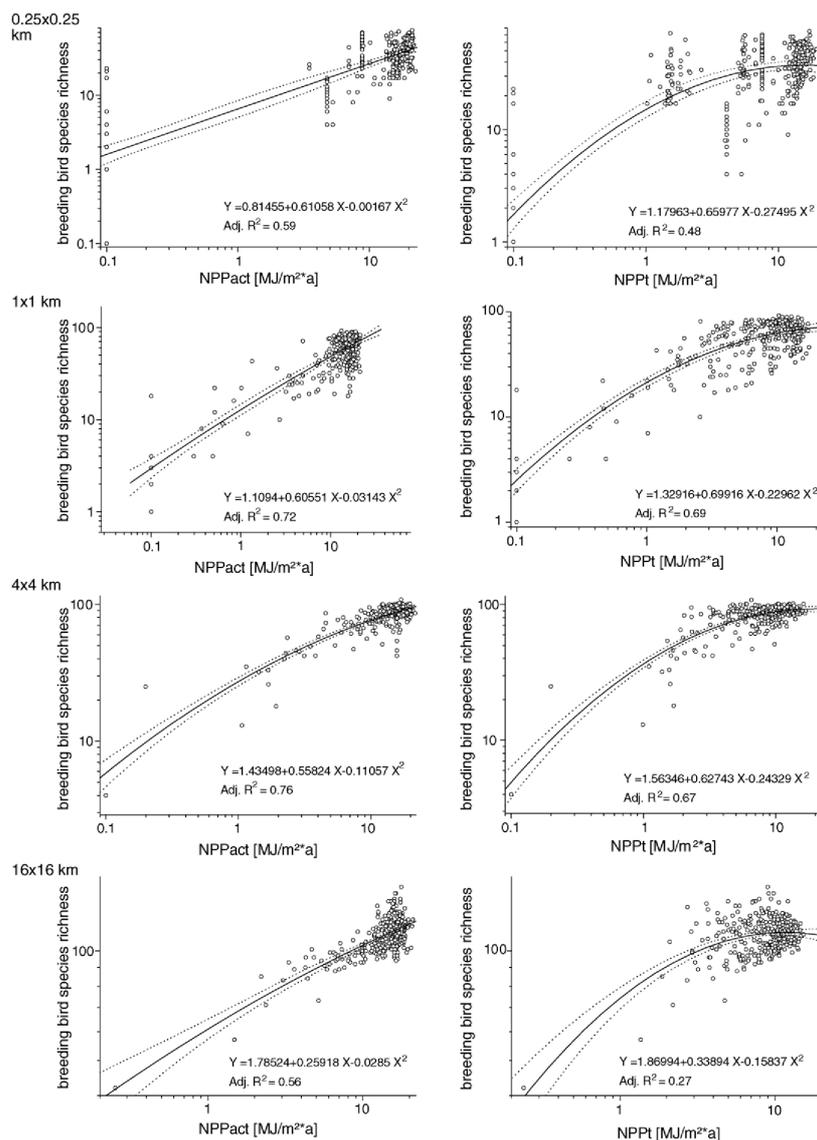


Fig. 2. Scatterplots of the regressions (representative sample #9) between NPP_{act} and breeding bird species richness (left column) and NPP_t and breeding bird species richness (right column) on all four spatial scales.

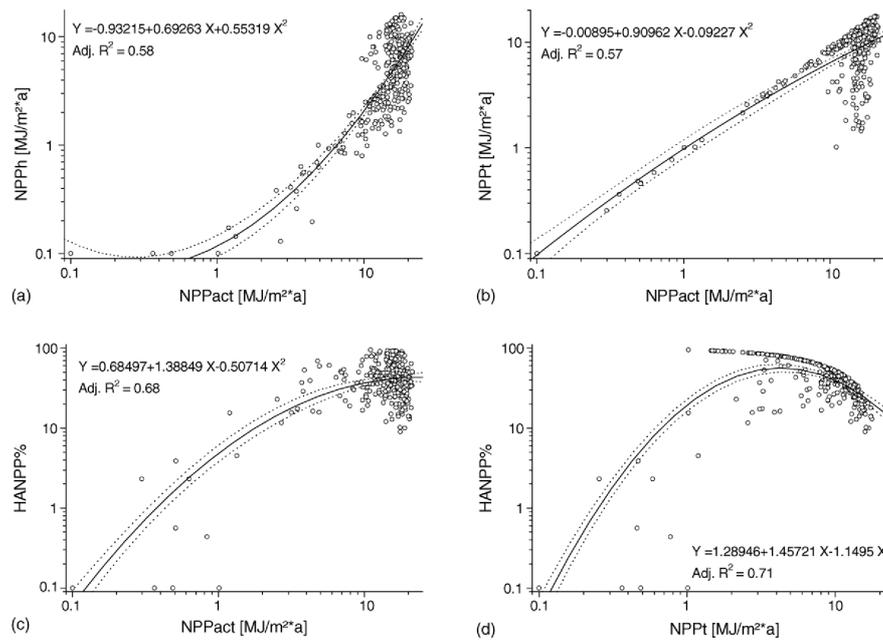


Fig. 3. Scatterplots of the relationships between HANPP components (representative sample #9) on the 1 km × 1 km scale: (a) NPP_{act} and NPP_{Ph} , (b) NPP_{act} and NPP_t , (c) NPP_{act} and HANPP%, (d) NPP_t and HANPP%.

As expected, linear models worked well in regressions between heterogeneity indicators.

Table 3 reports results of the correlation analyses for the percentage of endangered (red list 0–3) species.

Good quadratic, but very poor linear, correlations were found for elevation, NPP_h and HANPP%. Visual inspection of the scatter plots (not shown) revealed U-shaped patterns for these three parameters. NPP_{act}

Table 1
Results of the correlation analyses between different indicators and breeding bird species richness

	0.25 × 0.25			1 × 1			4 × 4			16 × 16	
	Lin/quad	Mean r^2	r^2 range	Lin/quad	Mean r^2	r^2 range	Lin/quad	Mean r^2	r^2 range	Lin/quad	r^2
Elevation	Q 0/10	(I) 0.670	0.113	Q 0/10	(I) 0.656	0.070	Q 0/10	(I) 0.511	0.119	Q	(I) 0.466
NPP_{act}	Q 2/8	0.574	0.209	Q 0/10	0.775	0.132	Q 0/10	0.821	0.162	Q	0.557
NPP_h	Q 0/10	0.571	0.160	Q 0/10	0.738	0.081	Q 0/10	0.645	0.112	Q	0.491
NPP_t	Q 0/10	0.461	0.240	Q 0/10	0.719	0.121	Q 0/10	0.731	0.142	Q	0.273
HANPP%	Q 0/10	0.374	0.211	Q 0/10	0.667	0.203	Q 0/10	0.714	0.270	Q	0.509
LC-Het	L 8/2	0.078	0.084	Q 0/10	0.201	0.141	Q 0/10	0.262	0.320	Q	0.296
LC-Shannon	n.a.	n.a.	n.a.	Q 0/10	0.143	0.119	n.s.	n.s.	n.s.	L	0.103
LSc-Shannon	n.a.	n.a.	n.a.	n.s.	n.s.	n.s.	Q 1/9	0.129	0.199	Q	0.239

The Lin/quad column reports how often the AIC favored the linear over the quadratic model or vice versa in the 10 samples. All regressions were Bonferroni-corrected, all r^2 values adjusted. n.a., not applicable; n.s., not significant ($p < 0.001$); Q, quadratic model more often supported by AIC; L, linear model more often supported by AIC; (I), inverse relationship, i.e., linear regression was also significant and inverse.

Table 2

Bonferroni-corrected, adjusted r^2 of linear and quadratic correlations between potential determinants of breeding bird species diversity considered in this study (representative sample #9)

	NPP _{act}		NPP _h		NPP _t		HANPP%		LC-Het		LC-Shannon		LSc-Shannon	
	Lin	Quad	Lin	Quad	Lin	Quad	Lin	Quad	Lin	Quad	Lin	Quad	Lin	Quad
Elevation														
0.25 × 0.25	(I) 0.24	0.46	(I) 0.56	0.58	n.s.	0.35	(I) 0.37	0.37	(I) 0.06	0.07	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
1 × 1	(I) 0.31	0.61	(I) 0.77	0.82	n.s.	0.47	(I) 0.42	0.49	(I) 0.11	0.13	(I) 0.06	0.07	n.s.	n.s.
4 × 4	(I) 0.36	0.69	(I) 0.83	0.87	n.s.	0.56	(I) 0.57	0.61	(I) 0.18	0.20	(I) 0.07	0.07	n.s.	n.s.
16 × 16	(I) 0.42	0.77	(I) 0.85	0.92	0.03	0.59	(I) 0.72	0.77	(I) 0.31	0.38	(I) 0.16	0.19	n.s.	0.13
NPP_{act}														
0.25 × 0.25			0.52	0.56	0.52	0.52	0.06	0.34	n.s.	0.06	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
1 × 1			0.54	0.58	0.57	0.57	0.52	0.68	0.03	0.16	n.s.	0.18	n.s.	0.11
4 × 4			0.55	0.61	0.44	0.45	0.48	0.52	n.s.	0.09	n.s.	0.12	n.s.	0.16
16 × 16			0.61	0.69	0.33	0.36	0.57	0.57	0.16	0.16	n.s.	0.05	0.08	0.13
NPP_h														
0.25 × 0.25					n.s.	0.85	0.31	0.37	n.s.	n.s.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
1 × 1					n.s.	0.83	0.56	0.62	0.09	0.08	0.04	0.04	n.s.	n.s.
4 × 4					n.s.	0.80	0.71	0.72	0.17	0.18	0.04	0.09	n.s.	n.s.
16 × 16					n.s.	0.77	0.84	0.85	0.33	0.34	0.08	0.20	0.03	0.08
NPP_t														
0.25 × 0.25							(I) 0.09	0.79	n.s.	0.12	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
1 × 1							0.08	0.71	n.s.	0.44	n.s.	0.42	n.s.	0.11
4 × 4							n.s.	0.40	n.s.	0.43	(I) 0.04	0.54	n.s.	0.18
16 × 16							n.s.	0.23	n.s.	0.29	(I) 0.11	0.53	0.08	0.23
HANPP%														
0.25 × 0.25									0.09	0.10	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
1 × 1									0.24	0.26	0.20	0.21	0.05	0.05
4 × 4									0.31	0.32	0.14	0.15	n.s.	0.07
16 × 16									0.41	0.41	0.15	0.16	0.07	0.15
LC-Het														
0.25 × 0.25											n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
1 × 1											0.88	0.88	0.25	0.26
4 × 4											0.78	0.81	0.17	0.27
16 × 16											0.51	0.55	0.23	0.32
LC-Shannon														
0.25 × .25													n.a.	n.a.
1 × 1													0.31	0.32
4 × 4													0.30	0.32
16 × 16													0.28	0.29

n.a., not applicable; n.s., not significant ($p < 0.001$); (I), inverse linear correlation.

and NPP_t were inversely correlated with the percentage of endangered species; i.e., it was found that the percentage of endangered species was higher in plots with low NPP_{act} and NPP_t. NPP_t did not only give better fits (higher r^2), but was also much more stable across scales than NPP_{act} and gave unequivocally linear regression lines. The heterogeneity indicators did not work well with the possible exception of a positive

correlation between LC-Shannon and percentage of endangered bird species on the 16 km × 16 km scale.

Results of the residual analysis are shown in Table 4. It shows that, consistently across all scales, NPP_{act} and NPP_t retained considerable explanative power for species richness after removing the effect of elevation. HANPP as well as the heterogeneity indicators worked worse. Correlations were best on

Table 3
Bonferroni-corrected, adjusted r^2 values of the correlations between potential determinants of avifauna diversity with the percentage of endangered (red list 0–3) breeding species

	Elevation	NPP _{act}	NPP _h	NPP _t	HANPP%	LC-Het	LC-Shannon	LSc-Shannon
0.25 × 0.25								
Lin	0.09	(A) (I) 0.41	(I) 0.09	(A) (I) 0.44	n.s.	n.s.	n.a.	n.a.
Quad	(A) 0.46	0.41	(A) 0.46	0.44	(A) 0.27	n.s.	n.a.	n.a.
1 × 1								
Lin	(I) 0.01	(A) (I) 0.36	(I) 0.05	(A) (I) 0.48	(I) 0.04	n.s.	n.s.	n.s.
Quad	(A) 0.36	0.35	(A) 0.43	0.48	(A) 0.31	(A) 0.02	n.s.	n.s.
4 × 4								
Lin	(I) 0.06	(I) 0.13	n.s.	(A) (I) 0.42	n.s.	n.s.	(A) 0.06	n.s.
Quad	(A) 0.45	(A) 0.16	(A) 0.44	0.41	(A) 0.21	n.s.	0.06	n.s.
16 × 16								
Lin	(I) 0.16	(I) 0.01	0.07	(A) (I) 0.36	0.07	0.08	0.18	n.s.
Quad	(A) 0.42	(A) 0.05	(A) 0.39	0.36	(A) 0.38	(A) 0.09	(A) 0.19	(A) 0.04

n.a., not applicable; n.s., not significant ($p < 0.001$); (A), selected by the AIC; (I), inverse linear correlation.

Table 4
Bonferroni-corrected, adjusted r^2 values of the correlations between residuals of HANPP components or heterogeneity indicators with residuals of bird diversity indicators

	NPP _{act}	NPP _h	NPP _t	HANPP%	LC-Het	LC-Shannon	LSc-Shannon
(a) Number of all breeding bird species							
0.25 × 0.25							
Lin	0.27	n.s.	0.31	n.s.	n.s.	n.a.	n.a.
Quad	(A) 0.31	n.s.	(A) 0.32	n.s.	n.s.	n.a.	n.a.
1 × 1							
Lin	0.35	n.s.	0.39	0.17	0.12	0.14	(A) 0.14
Quad	(A) 0.36	n.s.	(A) 0.40	(A) 0.22	(A) 0.13	(A) 0.15	0.14
4 × 4							
Lin	0.42	n.s.	0.34	0.16	n.s.	n.s.	0.12
Quad	(A) 0.52	n.s.	(A) 0.42	(A) 0.27	(A) 0.10	(A) 0.11	(A) 0.18
16 × 16							
Lin	0.15	n.s.	0.17	n.s.	n.s.	0.08	0.15
Quad	(A) 0.20	n.s.	(A) 0.18	(A) 0.19	(A) 0.07	(A) 0.09	(A) 0.16
(b) Percentage of endangered (red list 0–3) breeding species							
0.25 × 0.25							
Lin	(I) 0.15	n.s.	(I) 0.28	(A) 0.09	n.s.	n.a.	n.a.
Quad	(A) 0.17	n.s.	(A) 0.29	0.09	n.s.	n.a.	n.a.
1 × 1							
Lin	(I) (A) 0.17	n.s.	(I) (A) 0.24	(A) 0.02	(A) 0.04	(A) 0.01	n.s.
Quad	0.17	n.s.	0.24	0.02	0.04	0.01	n.s.
4 × 4							
Lin	(I) (A) 0.14	n.s.	(I) (A) 0.10	n.s.	(A) 0.02	n.s.	n.s.
Quad	0.14	n.s.	0.10	n.s.	0.01	n.s.	n.s.
16 × 16							
Lin	(I) 0.07	n.s.	(I) (A) 0.09	0.02	(A) 0.11	n.s.	n.s.
Quad	(A) 0.08	n.s.	0.09	(A) 0.06	0.11	(A) 0.01	n.s.

n.s., not significant ($p < 0.001$); (A), selected by the AIC; (I), inverse linear correlation.

the 1 km × 1 km and 4 km × 4 km scales. Visual inspection of the scatterplots (not shown) revealed that residuals of both NPP_{act} and NPP_t were positively correlated with residuals of bird species numbers. Monotonous patterns prevailed with the exception of NPP_{act} at the scales 0.25 km × 0.25 km, 1 km × 1 km and 4 km × 4 km and NPP_t at the 1 km × 1 km scale, but even in these cases the elevation-corrected relation between energy availability and species numbers was positive over most of the interval spanned by the data. Table 4b shows that the residual analysis removed almost all effects besides those of NPP_{act} and NPP_t on the percentage of endangered species. (Almost) linear inverse correlations were found for the relations between NPP_{act}/NPP_t and the percentage of endangered species. NPP_t had a higher r^2 than NPP_{act} except on the 4 km × 4 km scale. The correlation was reasonably good for NPP_{act} only on the three smallest scales, and only on the two smallest scales for NPP_t .

4. Discussion and conclusions

Bird species richness was much better explained by production ecological parameters than by the landscape/land cover heterogeneity indicators included in this study. It cannot be ruled out, however, that more refined heterogeneity indicators would perform better than those considered here. It would therefore not be justified to use this result to question altogether the well-established positive relation between landscape heterogeneity and species richness (Benton et al., 2003; Gaston and Blackburn, 2000; Hoffmann et al., 2001; Honnay et al., 2003; Levin and Paine, 1974; MacArthur and MacArthur, 1961; Moser et al., 2002; Steiner and Köhler, 2003; Zechmeister et al., 2003).

Two different versions of the species-energy hypothesis have been proposed: (1) a linear or at least monotonous positive relation between energy availability and species richness (Allen et al., 2002; Brown, 1981, 1995; Wright, 1983), and (2) an unimodal (hump-shaped) curve (Rosenzweig, 1992; Rosenzweig and Abramsky, 1993). Metaanalyses of published studies did not clearly favor one of these two patterns over the other (Mittelbach et al., 2001, 2003; Waide et al., 1999). Many authors have argued that the form of the curve may be scale-dependent (Pastor et al., 1996; Rapson et al., 1997; Weiher, 1999;

Whittaker and Heegaard, 2003); and it has been proposed that unimodal patterns would prevail on smaller scales, monotonous patterns on larger scales (Chase and Leibold, 2002; Gaston, 2000). The data presented here support the monotonous version of the species-energy hypothesis on all four scales, i.e., on plots sized 0.06–256 km² (a factor of over 4000), suggesting a fairly general and stable pattern. This is further substantiated by the finding that NPP_{act} and NPP_t were able to explain much of the variation in bird species numbers after the effect of elevation had been removed in the residual analysis. The latter result implies, as theoretically predicted (Allen et al., 2002), that not only climate, but also the availability of trophic energy are relevant in determining bird species richness.

A direct test of the hypothesis proposed by Wright (1990) that HANPP is related to species loss was impossible because no data on species loss were available. Moreover, there is no linear relation between HANPP and NPP_t because NPP_t may be low due to low initial productivity (low NPP_0) or due to large harvest in a productive system (large NPP_0 , NPP_{act} and NPP_t). In this study the relationship between HANPP and NPP_t was unimodal (Fig. 3d). Because deviations of NPP_{act} and NPP_t from the pattern that would be expected as a result of elevation (climate) alone are to a large extent caused by land-use, the residual analysis indirectly supports the hypothesis that HANPP is related with species loss. No distinction could be drawn, however, between NPP_{act} and NPP_t , as these two parameters were highly correlated (linear regression with $0.32 < r^2 < 0.58$; Table 2).

The definition of red list species refers to their extinction probabilities (Mace and Lande, 1991). The results for endangered species therefore support the hypothesis that low energy availability results in high extinction probability (Brown, 1995). Both NPP_{act} and NPP_t were inversely and more or less linearly correlated with the percentage of endangered species. The U-shaped relation between elevation and the percentage of endangered species can be explained as follows: at high altitudes, bird species richness is low and species tend to be vulnerable (high extinction probability) due to their naturally low population densities. Intensive agriculture, a well-known determinant of bird endangerment (Chamberlain and

Fuller, 2000; Donald et al., 2001) resulting in high NPP_h and HANPP values, is concentrated in lowlands, thus the percentage of endangered bird species is high there. Intermediate elevations are characterized by comparably energy-rich, and species-rich ecosystems with few endangered bird species. NPP_h and HANPP were strongly inversely related to elevation and reproduced the same U-shaped pattern as elevation and were therefore eliminated in the residual analysis. That less energy availability (i.e., lower NPP_i and NPP_{act}) was correlated with a higher percentage of endangered species, and NPP_i worked better than NPP_{act} in the residual analysis, supports the species-energy hypothesis and is consistent with the notion that that human-caused changes in energy availability contribute to species endangerment.

Acknowledgements

This research was funded by the Austrian Ministry of Education, Science and Culture (BMBWK) in the research programme “Cultural Landscapes Research (Kulturlandschaftsforschung)”. Additional funding from the Austrian Science Funds (FWF) within project P16692-G05 is gratefully acknowledged. The study is part of the Lucca-endorsed project no. 33 “Land-Use Change and Socio-economic Metabolism.” The authors are indebted to P. Bossew, S. Dullinger, M. Fischer-Kowalski, F. Krausmann, G. Grabherr, D. Moser, J. Peterseil, H. Schandl, W. Schneider, H. Weisz, the editor, and two anonymous reviewers.

References

- Allen, A.P., Brown, J.H., Gillooly, J.F., 2002. Global biodiversity, biochemical kinetics, and the energetic-equivalence rule. *Science* 297, 1545–1548.
- Benton, T.G., Vickery, J.A., Wilson, J.D., 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends Ecol. Evolution* 18, 182–188.
- Brown, J.H., 1981. Two decades of homage to Santa Rosalia: toward a general theory of diversity. *Am. Zool.* 21, 877–888.
- Brown, J.H., 1988. Species diversity. In: Myers, A.A., Giller, P.S. (Eds.), *Analytical Biogeography, An Integrated Approach to the Study of Animal and Plant Distribution*. Chapman and Hall, London, pp. 57–90.
- Brown, J.H., 1995. *Macroecology*. Chicago University Press, Chicago.
- Büchsenmeister, R., Hauk, E., Schieler, K., 1999. Österreichische Waldinventur 1992–1996. Forstliche Bundesversuchsanstalt. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Vienna.
- Cannell, M.G.R., 1982. *World Forest Biomass and Primary Production Data*. Academic Press, London.
- Chamberlain, D.E., Fuller, R.J., 2000. Local extinctions and changes in species richness of lowland farmland birds in England and Wales in relation to recent changes in agricultural land-use. *Agric. Ecosystems Environ.* 78, 1–17.
- Chapin, III, F.S., Sala, O.E., Huber-Sannwald, E. (Eds.), 2001. *Global Biodiversity in a Changing Environment. Scenarios for the 21st Century*. Springer, New York.
- Chase, J.M., Leibold, M.A., 2002. Spatial scale dictates the productivity-biodiversity relationship. *Nature* 416, 4127–4430.
- DeAngelis, D.L., Gardner, R.H., Shugart, H.H., 1981. Productivity of forest ecosystems studied during the IBP: the woodland data set. In: Reichle, D.E. (Ed.), *Dynamics of Forest Ecosystems*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 567–672.
- DeFries, R., 2002. Past and future sensitivity of primary production to human modification of the landscape. *Geophys. Res. Lett.* 29 (7), 10.1029/2001GL013620.
- Donald, P.F., Green, R.E., Heath, M.F., 2001. Agricultural intensification and the collapse of Europe’s farmland bird populations. In: *Proceedings of the Royal Society, London, B*, 268, pp. 25–29.
- Dvorak, M., Ranner, A., Ber, H.-M., 1993. *Atlas der Brutvögel Österreichs Ergebnisse der Brutvogelkartierung 1981–1985 der Österreichischen Gesellschaft für Vogelkunde*. Federal Environment Agency, Vienna.
- Forman, R.T.T., Godron, M., 1986. *Landscape Ecology*. John Wiley, New York.
- Frühaufer, J., 2005. *Rote Liste der Brutvögel (Aves) Österreichs*. In: Zülka, K.P. (Ed.), *Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs, Teil 1: Säugetiere, Vögel, Heuschrecken, Wasserkäfer, Netzflügler, Schnabelfliegen, Tagfalter*. Böhlau, Vienna, pp. 62–167.
- Gaston, K.L., 2000. Global patterns in biodiversity. *Nature* 405, 220–227.
- Gaston, K.L., Blackburn, T.M., 2000. *Pattern and Process in Macroecology*. Blackwell Science Ltd, Oxford.
- Haberl, H., 1995. *Menschliche Eingriffe in den natürlichen Energiefluss von Ökosystemen*. Doctoral dissertation Vienna University, Vienna.
- Haberl, H., 1997. Human appropriation of net primary production as an environmental indicator: implications for sustainable development. *Ambio* 26, 143–146.
- Haberl, H., Erb, K.-H., Krausmann, F., Loibl, W., Schulz, N.B., Weisz, H., 2001. Changes in ecosystem processes induced by land-use: human appropriation of net primary production and its influence on standing crop in Austria. *Global Biogeochem. Cycles* 15, 929–942.
- Haberl, H., Schulz, N.B., Plutzer, C., Erb, K.-H., Krausmann, F., Loibl, W., Moser, D., Sauberer, N., Weisz, H., Zechmeister, H.G., Zülka, P., 2004. Human appropriation of net primary production and species diversity in agricultural landscapes. *Agric. Ecosystems Environ.* 102, 213–218.
- Heywood, V.H., Watson, R.T. (Eds.), 1995. *Global Biodiversity Assessment*. Cambridge University Press, United Nations Environment Programme (UNEP), Cambridge.

- Hoffmann, J., Kretschmer, H., Pfeffer, H., 2001. Effects of patterning on biodiversity in northeast German agro-landscapes. In: Tenhunen, J.D., Lenz, R., Hantschel, R. (Eds.), *Ecosystem Approaches to Landscape Management in Central Europe*, 147. Springer, Ecological Studies, Berlin, pp. 325–340.
- Hollaus, M., Suppan, F., 2004. Landbedeckungsdatensatz aus der Kulturlandschaftsforschung (SINUS). In: Grillmayer, R., Schneider, W. (Eds.), *Geodaten zur Landbedeckung in Österreich*. Shaker, Aachen, pp. 33–44.
- Honnay, O., Piessens, K., Van Landuyt, W., Hermy, M., Gulinck, H., 2003. Satellite based land-use and landscape complexity indices as predictors for regional plant species diversity. *Landscape Urban Plan.* 63, 241–250.
- Hutchinson, G.E., 1959. Homage to Santa Rosalia, or why are there so many kinds of animals? *Am. Natural.* 93, 145–159.
- Imhoff, M.L., Bounoua, L., Ricketts, T., Loucks, C., Harriss, R., Lawrence, W.T., 2004. Global patterns in human consumption of net primary production. *Nature* 429, 870–873.
- Krausmann, F., 2001. Land-use and industrial modernization. An empirical analysis of human influence on the functioning of ecosystems in Austria 1830–1995. *Land Use Policy* 18, 17–26.
- Krebs, C.J., 1989. *Ecological Methodology*. Harper and Row Publishers, New York.
- Levin, S.A., Paine, R.T., 1974. Disturbance, patch formation, and community structure. In: *Proceedings of the National Academy of Science* 71, 2744–2747.
- MacArthur, R.H., MacArthur, J., 1961. On bird species diversity. *Ecology* 42, 594–598.
- Mace, G.M., Lande, R., 1991. Assessing extinction threats: towards a reevaluation of IUCN threatened species categories. *Conserv. Biol.* 5, 148–157.
- McNeely, J.A., Gadgil, M., Levèque, C., Padoch, C., Redford, K., 1995. Human influences on biodiversity. In: Heywood, V.H. (Ed.), *Global Biodiversity Assessment*. Cambridge University Press, United Nations Environment Programme (UNEP), Cambridge, pp. 711–821.
- Meyer, W.B., Turner, B.L.I. (Eds.), 1994. *Changes in Land Use and Land Cover: A Global Perspective*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Mittelbach, G.G., Steiner, C.F., Scheiner, S.M., Gross, K.L., Reynolds, H.L., Waide, R.B., Willig, M.R., Dodson, S.I., Gough, L., 2001. What is the observed relationship between species richness and productivity? *Ecology* 82, 2381–2396.
- Mittelbach, G.G., Scheiner, S.M., Steiner, C.F., 2003. What is the observed relationship between species richness and productivity? Reply. *Ecol.* 84, 3390–3395.
- Moser, D., Zechmeister, H.G., Plutzer, C., Sauberer, N., Wrba, T., Grabherr, G., 2002. Landscape shape complexity as an effective measure for plant species richness in rural landscapes. *Landscape Ecol.* 17, 657–669.
- Naveh, Z., Liebermann, A., 1994. *Landscape Ecology*. In: *Theory and Application*. Springer, New York, Berlin, Heidelberg.
- Pastor, J., Downing, A., Erickson, H.E., 1996. Species-area curves and diversity-productivity relationships in beaver meadows of Voyageurs National Park, Minnesota, USA. *Oikos*, 77, 399–406.
- Peterseil, J., Wrba, T., Plutzer, C., Schmitzberger, I., Kiss, A., Szerencsits, E., Reiter, K., Schneider, W., Suppan, F., Beissmann, H., 2004. Evaluating the ecological sustainability of Austrian agricultural landscapes: the SINUS approach. *Land Use Policy* 21, 307–320.
- Pimm, S.L., Russell, G.J., Gittleman, J.L., Brooks, T.M., 1995. The future of biodiversity. *Science* 169, 347–350.
- Rapson, G.L., Thompson, K., Hodgson, J.G., 1997. The humped relationship between species richness and biomass - testing its sensitivity to sample quadrat size. *J. Ecol.* 85, 99–100.
- Rosenzweig, M.L., 1992. Species diversity gradients: we know more and less than we thought. *J. Mammal.* 73, 715–730.
- Rosenzweig, M.L., Abramsky, Z., 1993. How are diversity and productivity related? In: Ricklefs, R.E., Schlüter, D. (Eds.), *Species Diversity of Ecological Communities*. The University of Chicago Press, Chicago, London, pp. 52–65.
- Sakamoto, Y., Ishiguro, M., Kitagawa, G., 1986. *Akaike Information Criterion Statistics*. D. Reidel Publishing Company, Tokyo.
- Sala, O.E., Chapin III, F.S., Armesto, J.J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sannwald, E., Huenneke, L.F., Jackson, R.B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D.M., Mooney, H.A., Oesterheld, M., Poff, N.L., Sykes, M.T., Walker, B., Walker, M., Wall, D.H., 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287, 1770–1774.
- Schulz, N., 1999. *Auswirkungen von Landnutzung auf Ökosystemprozesse: Die menschliche Aneignung von Nettoprimärproduktion in Österreich, vergleichende Berechnung anhand verschiedener Datenquellen*, Masters thesis, University of Vienna, Vienna.
- Singh, I.D., Stoskopf, N.C., 1971. Harvest index in cereals. *Agron. J.* 63, 224–226.
- Statistik Austria, 1999. *Ergebnisse der landwirtschaftlichen Statistik 1998*, Statistik Austria, Wien.
- Steiner, N.C., Köhler, W., 2003. Effects of landscape patterns on species richness – a modelling approach. *Agric. Ecosystems Environ.* 98, 353–361.
- Tilman, D., Fargione, J., Wolff, B., D'Antonio, C., Dobson, A., Howarth, R., Schindler, D., Schlesinger, W.H., Simberloff, D., Swackhamer, D., 2001. Forecasting agriculturally driven global environmental change. *Science* 292, 281–284.
- Turner, B.L.I., Clark, W.C., Kates, R.W., Richards, J.F., Mathews, J.T., Meyer, W.B. (Eds.), 1990. *The Earth as Transformed by Human Action: Global and Regional Changes in the Biosphere over the Past 300 Years*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Vitousek, P.M., Ehrlich, P.R., Ehrlich, A.H., Matson, P.A., 1986. Human appropriation of the products of photosynthesis. *BioScience* 36, 363–373.
- Waide, R.B., Willig, M.R., Steiner, C.F., Mittelbach, G., Gough, L., Dodson, S.I., Juday, G.P., Parmenter, R., 1999. The relationship between productivity and species richness. *Ann. Rev. Ecol. Systemat.* 30, 257–300.
- Waldhardt, R., 2003. Biodiversity and landscape: summary, conclusions and perspectives. *Agric. Ecosystems Environ.* 98, 305–309.
- Weiherr, E., 1999. The combined effects of scale and productivity on species richness. *J. Ecol.* 87, 1005–1011.

- Whittaker, R.J., Heegaard, E., 2003. What is the observed relationship between species richness and productivity? *Ecology* 84, 3384–3390.
- Worm, B., Duffy, J.E., 2003. Biodiversity, productivity and stability in real food webs. *Trends Ecol. Evolut.* 18, 628–632.
- Wrbka, T., Reiter, K., Szerencsits, E., Beissmann, H., Mandl, P., Bartel, A., Schneider, W., Suppan, F., 1998. Landscape structure derived from satellite images as indicator for sustainable landuse. In: Nieuwenhuis, G.J.A., Vaughan, R.A., Molenaar, M. (Eds.), *Operational Remote Sensing for Sustainable Development Proceeding of the 18th EARSeL Symposium (11–14 May 1998)*, Enschede, Balkema, Rotterdam, pp. 119–127.
- Wrbka, T., Fink, M.H., Beissmann, H., Schneider, W., Reiter, K., Fussenegger, K., Suppan, F., Schmitzberger, I., Pühringer, M., Kiss, A., Thurner, B., 2002. Kulturlandschaftsgliederung Österreich, Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft und Kultur, Forschungsprogramm Kulturlandschaft, Schriftenreihe no. 13 (on CD), Wien.
- Wrbka, T., Erb, K.-H., Schulz, N.B., Peterseil, J., Hahn, C., Haberl, H., 2004. Linking pattern and processes in cultural landscapes. An empirical study based on spatially explicit indicators. *Land Use Policy* 21, pp. 389–406.
- Wright, D.H., 1983. Species-energy theory, an extension of species-area theory. *Oikos* 41, 495–506.
- Wright, D.H., 1987. Estimating human effects to global extinction. *Int. J. Biometeorol.* 31, 293–299.
- Wright, D.H., 1990. Human impacts on the energy flow through natural ecosystems, and implications for species endangerment. *Ambio* 19, 189–194.
- Zechmeister, H.G., Schmitzberger, I., Steurer, B., Peterseil, J., Wrbka, T., 2003. The influence of land-use practices and economics on plant species richness in meadows. *Biol. Conserv.* 114, 165–177.

13 Literatur

Aspinall, R & Matthews, K (1994):

Climatic change impact on distribution and abundance of wildlife species: an analytical approach using GIS.

Environmental Pollution, 86: 217-223.

Brown, JH (1981):

Two decades of homage to Santa Rosalia: toward a general theory of diversity.

American Zoologist, 21: 877-888.

Brown, JH (1991):

Species diversity.

In: Myers, AA & Giller, PS (eds.): Analytical Biogeography: an integrated approach to the study of animal and plant distributions. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

CBD (2003):

Consideration of the results of the meeting on "2010: The global biodiversity challenge".

UNEP/CBD/SBSTTA/9/inf/9, Convention on Biological Diversity, Montreal, Canada.

Currie, DJ & Paquin, V (1987):

Large-scale biogeographical patterns of species richness of trees.

Nature, 329: 326-327.

Daily, GC, Alexander, S, Ehrlich, PR, Goulder, L, Lubchenco, J, Matson, PA, Mooney, HA, Postel, S, Schneider, SH, Tilman, D & Woodwell, GM (1997):

Ecosystem Services: Benefits Supplied to Human Societies by Natural Ecosystems.

Issues in Ecology. Washington, Ecological Society of America, 2.

Daily, GC, Polasky, S, Goldstein, J, Kareiva, PM, Mooney, HA, Pejchar, L, Ricketts, TH, Salzman, J, & Shallenberger, R (2009):

Ecosystem services in decision making: time to deliver.

Frontiers in Ecology and the Environment, 7: 21-28.

EEA (2005):

The European Environment — State and Outlook 2005.

European Environment Agency, Copenhagen.

EEA (2007):

Europe's environment. The fourth assessment.

European Environment Agency, Copenhagen.

Elith, J, Graham, CH, Anderson, RP, Dudik, M, Ferrier, S, Guisan, A, Hijmans, RJ, Huettmann, F,

Leathwick, JR, Lehmann, A, Li, J, Lohmann, LG, Loiselle, BA, Manion, G, Moritz, C, Nakamura, M, Nakazawa, Y, Overton, JM, Peterson, AT, Phillips, SJ, Richardson, K, Scachetti-Pereira, R, Schapire, RE, Soberon, J, Williams, S, Wisz, MS & Zimmermann, NE (2006):

Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data.

Ecography, 29: 129-151.

Faith, DP (2002):

Quantifying Biodiversity: a Phylogenetic Perspective

Conservation Biology, 16: 248–252.

Field, R, Hawkins, BA, Cornell, HV, Currie, DJ, Diniz-Filho, JAF, Guégan, JF, Kaufman, D, Kerr, JT, Mittelbach, GG, Oberdorff, T, O'Brien, E & Turner, JRG (2008):

Spatial species-richness gradients across scales: a meta-analysis.

Journal of Biogeography, 36: 134-147.

Fischer-Kowalski, M (1998):

Society's metabolism. The intellectual history of material flow analysis, Part I: 1860–1970.

Journal of Industrial Ecology, 2: 61–78.

Flather, CH, Wilson, KR, Dean, DJ & McComb, WC (1997):

Identifying gaps in conservation networks: of indicators and uncertainty in geographic-based analyses.

Ecological Applications, 7: 531–542.

Gaston, KJ (1991):

How Large Is a Species Geographic Range.

Oikos, 61: 434-438.

Gaston, K J (2000):

Global patterns in biodiversity.

Nature, 405: 220-227.

Gentilli, J (1992):

Numerical clines and escarpments in the geographical occurrence of avian species; and a search for relevant environmental factors.

EMU, 92: 129-140.

Goedkoop, M, Spriensma, R, Müller-Wenk, R, Hofstetter, P, Koellner, T, Mettier, T, Braunschweig, A, Frischknecht, R, Heijungs, R, Lindeijer, E et al. (2001):

The Eco-indicator 99 – A damage-oriented method for Life Cycle Assessment – Methodology Report.

Third Edition. Pré Consultants, Ammersfoort, Holland.

Haberl, H, Schulz, NB, Plutzar, C, Erb, KH, Krausmann, F, Loibl, W, Moser, D, Sauberer, N, Weisz,

- H, Zechmeister, H-G & Zulka, P (2004):
Human appropriation of net primary production and species diversity in agricultural landscapes.
Agriculture, Ecosystems and Environment, 102: 213-218.
- Haberl, H, Plutzer, C, Erb, KH, Gaube, V, Pollheimer, M & Schulz, NB (2005):
Human Appropriation of Net Primary Production as Determinant of Avifauna Diversity in Austria.
Agriculture, Ecosystems and Environment, 110: 119-131.
- Haberl, H, Erb, KH, Krausmann, F, Gaube, V, Bondeau, A, Plutzer, C, Gingrich, S, Lucht, W & Fischer-Kowalski, M (2007a):
Quantifying and mapping the human appropriation of net primary production in the Earth's terrestrial ecosystems.
Proc. Natl. Acad. Sci. USA (PNAS), 104:12942–12947.
- Haberl, H, Erb, KH, Plutzer, C, Fischer-Kowalski, M & Krausmann, F (2007b):
Human appropriation of net primary production (HANPP) as indicator for pressures on biodiversity.
In: Hák, T, Moldan, B, Dahl, AL (eds.): Sustainability Indicators - A Scientific Assessment. SCOPE 67, Island Press.
- Haberl, H, Gaube, V, Díaz-Delgado, R, Krauze, K, Neuner, A, Peterseil, J, Plutzer, C, Singh, SJ & Vadineanu, A (2009):
Towards an integrated model of socioeconomic biodiversity drivers, pressures and impacts. A feasibility study based on three European long-term socio-ecological research platforms.
Ecological Economics, 68: 1797-1812.
- Howard, PC, Viskanic, P, Davenport, TRB, Kigenyi, FW, Baltzer, M, Dickinson, CJ, Lwanga, JS, Matthews, RA & Balmford, A (1998):
Complementarity and the use of indicator groups for reserve selection in Uganda.
Nature, 394: 472–475.
- Krausmann, F, Haberl, H, Erb, KH & Wackernagel, M (2004):
Resource flows and land use in Austria 1950–2000: using the MEFA framework to monitor society-nature interaction for sustainability.
Land Use Policy, 21: 215-230.
- Kuussaari, M, Bommarco, R, Heikkinen, RK, Helm, A, Krauss, J, Lindborg, R, Ockinger, E, Partel, M, Pino, J, Roda, F, Stefanescu, C, Teder, T, Zobel, M & Steffan-Dewenter, I (2009):
Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation.
Trends in Ecology & Evolution, 24: 564-571.
- MacArthur, RH (1965):
Patterns of Species Diversity.

Biological Reviews, 40: 510-533.

MacArthur, RH & Wilson, EO (1967):

The Theory of Island Biogeography.

Princeton University Press: Princeton, New Jersey.

Magurran, AE (1988):

Ecological diversity and its measurement.

Princeton University Press: Princeton, New Jersey.

Maurer, BA (1994):

Geographical population analysis: tools for the analysis of biodiversity.

Methods in Ecology. Blackwell Scientific Publications.

MEA (2005):

Millenium Ecosystem Assasement. Current State & Trends.

Island Press.

Noss, RF (1990):

Indicators for monitoring biodiversity: A hierarchical approach.

Conservation Biology, 4: 355-364.

Plutzar, C, Moser, D, Riedl, L & Sauberer, N (1999):

Modellierung der potentiellen Verbreitung von Brutvögeln in Österreich mit MapModels.

In: Angewandte Geographische Informationsverarbeitung XI., Beiträge zum AGIT-Symposium Salzburg 1999, pp. 399-409, Edited by J. Strobl and T. Blaschke. H. Wichmann Verlag: Heidelberg.

Plutzar, C, Pollheimer, M & Sauberer, N (2008):

Diversitätsmuster der Brutvögel Österreichs.

In: Sauberer, N, Moser, D & Grabherr, G (eds.) Biodiversität in Österreich. Räumliche Muster und Indikatoren der Arten- und Lebensraumvielfalt. Zürich, Bristol-Stiftung; Bern, Stuttgart, Wien, Haupt.

Regan, T (1986):

Animal Sacrifices: Religious Perspectives on the Use of Animals in Science.

Temple University Press, Philadelphia.

Reid, WV (1998):

Biodiversity hotspots.

Trends in Ecology and Evolution, 13: 275–280.

Richerson, PJ & Kwei-Lin L (1980):

Patterns of plant species diversity in California: relation to weather and topography.

American Naturalist, 116: 504-536.

Ricketts, TH, Dinerstein, E, Olson, DM & Loucks, C (1999):

Who's where in North America.

Bioscience, 49: 369–381.

Riedl, L & Kalasek, R (1998):

MapModels – Programmieren mit Datenflußgraphen.

In: Strobl, J. & F. Dollinger (eds.): *Angewandte Geographische Informationsverarbeitung; Beiträge zum AGIT-Symposium Salzburg 1998*; H. Wichmann Verlag Heidelberg; 1998: 279-288.

Rolston III, H (1986):

Philosophy Gone Wild: Essays in Environmental Ethics.

Buffalo, NY: Prometheus.

Sauberer, N, Zulka, K-P, Abensperg-Traun, M, Berg, H-M, Bieringer, G, Milasowszky, N, Moser, D,

Plutzer, C, Pollheimer, M, Storch, C, Tröstl, R, Zechmeister, H-G & Grabherr, G (2004):

Surrogate taxa for biodiversity in agricultural landscapes of eastern Austria.

Biological Conservation, 117: 181-190.

Scholes, RJ, Mace, GM, Turner, W, Geller, GN, Jurgens, N, Larigauderie, A, Muchoney, D, Walther, BA & Mooney, HA (2008):

Toward a global biodiversity observing system.

Science, 321: 1044-1045.

Spangenberg, JH (2007):

Biodiversity pressure and the driving forces behind.

Ecological Economics, 61: 146-158.

TEEB (2009):

The Economics of Ecosystem and Biodiversity for National and International Policy Makers –

Summary: Responding to the Value of Nature

<http://www.teebweb.org/InformationMaterial/TEEBReports/tabid/1278/language/en-US/Default.aspx>

Tilman, D, May, RM, Lehman, CL & Nowak, MA (1994):

Habitat destruction and the extinction debt.

Nature, 371: 65-66.

Tilman, D, Fargione, J, Wolff, B, D'Antonio, C, Dobson, A, Howarth, R, Schindler, D, Schlesinger, WH, Simberloff, D & Swackhamer, D (2001):

Forecasting agriculturally driven global environmental change.

Science, 292: 281–284.

Tüxen, R (1956):

Die heutige potentielle natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung.

Angewandte Pflanzensoziologie, 13: 5-42.

Turner, JRG, Lennon, JJ & Lawrenson, JA (1988):

British bird species distributions and the energy theory.

Nature, 335: 539-541.

Van Dyke, F (2008):

Conservation Biology: Foundations, Concepts, Applications.

2nd Edition. Springer, Dordrecht, The Netherlands.

Vitousek PM, Ehrlich, PR, Ehrlich, AH & Matson, PA (1986):

Human appropriation of the products of photosynthesis.

BioScience, 36:363–373.

Walker, PA (1990):

Modelling wildlife distributions using a geographic information system: kangaroos in relation to climate.

Journal of Biogeography, 17: 279-289.

Weisz, H, Krausmann, F, Amann, C, Eisenmenger, N, Erb, K-H, Hubacek, K & Fischer-Kowalski, M (2006):

The physical economy of the European Union: cross-country comparison and determinants of material consumption.

Ecological Economics, 58: 676-698.

Whittaker, RH (1960):

Vegetation of the Siskiyou mountains, Oregon and California.

Ecological Monographs, 30: 277-332.

Wright, DH (1983):

Species-energy theory: an extension of species-area theory.

Oikos, 41: 495-506.

Wright, DH (1990):

Human impacts on energy flow through natural ecosystems, and implications for species endangerment.

Ambio, 19: 189-194.

14 Lebenslauf

14.1 Persönliche Daten

Geburtsdatum	08.09.1966
Geburtsort	Wien
Staatsbürgerschaft	Österreich
Wohnort	Pyrkergergasse 2c/6 A-1190 Wien Österreich

14.2 Ausbildung

20.01.2000	Sponson zum Master of Advanced Studies (MAS 'GIS')
1996 - 1998	UNIGIS-Hochschullehrgang an der Universität Salzburg
17.07.1996	Sponson zum Magister rer.nat.
1993 - 1996	<i>Darstellung der potentiellen Verbreitung der Lacertiden (Sauria: Reptilia) Ostösterreichs anhand klimatischer Parameter: eine GIS-gestützte Analyse</i> Diplomarbeit am Österreichischen Forschungszentrum Seibersdorf (ARCS)
1985 - 1996	Studium Biologie/Zoologie an der Universität Wien
12.06. 1985	Ablegung der Reifeprüfung
1976 - 1985	Bundesgymnasium 18 / Bundesrealgymnasium 18 in Wien
1972 - 1976	Volksschule in Wien

14.3 Beruflicher Werdegang

seit 09/2008	Institut für Soziale Ökologie IFF - Fakultät für interdisziplinäre Forschung und Fortbildung der Alpen-Adria-Universität Klagenfurt Arbeitsschwerpunkte: Geographische Informationsverarbeitung, räumliche Analytik, Biodiversitätsforschung, gesellschaftliche Eingriffe in Ökosysteme, menschliche Aneignung der Nettoprimärproduktion (HANPP)
seit 01/2004	VINCA Vienna Institute for Nature Conservation & Analyses Arbeitsschwerpunkte: Geographische Informationsverarbeitung, räumliche Analytik, statistische Auswertungen, Naturschutzbiologie

06/1996 - 01/2004 Verschiedene wissenschaftliche Projekte als Projektmitarbeiter an der Universität Wien (Institut für Ökologie und Naturschutzforschung), am International Institute for Applied System Analyses (IIASA), oder freiberuflich für unterschiedliche Auftraggeber (u.a. WWF, Konrad Lorenz Institut für vergleichende Verhaltensforschung der Österreichischen Akademie der Wissenschaften, Birdlife Österreich, Naturhistorisches Museum Wien).

14.4 Publikationen

Erb, KH, Haberl, H, Krausmann, F, Lauk, C, Plutzer, C, Steinberger, JK, Mueller, C, Bondeau, C, Waha, K & Pollack, G (2009):

Feeding and fuelling the world sustainably, fairly and humanely. A scoping study.

Commissioned by Compassion in World Farming and Friends of the Earth UK. Institute of Social Ecology and PIK Potsdam, Vienna, Potsdam, 133 pp.

Haberl, H, Erb, KH, Krausmann, F, Gaube, V, Gingrich, S & Plutzer, C (2009):

Quantification of the intensity of global human use of ecosystems for biomass production.

Background note to the World Development Report 2010 "Development and Climate Change", 9 pp.

Haberl, H, Gaube, V, Díaz-Delgado, R, Krauze, K, Neuner, A, Peterseil, J, Plutzer, C, Singh, SJ & Vadineanu, A (2009):

Towards an integrated model of socioeconomic biodiversity drivers, pressures and impacts. A feasibility study based on three European long-term socio-ecological research platforms.

Ecological Economics, 68: 1797-1812.

Plutzer, C, Pollheimer, M & Sauberer, N (2008):

Diversitätsmuster der Brutvögel Österreichs.

In: Sauberer, N, Moser, D & Grabherr, G (eds.) Biodiversität in Österreich. Räumliche Muster und Indikatoren der Arten- und Lebensraumvielfalt. Zürich, Bristol-Stiftung; Bern, Stuttgart, Wien, Haupt. 313 pp.

Erb, KH, Gaube, V, Krausmann, F, Plutzer, C, Bondeau, A & Haberl, H (2007):

A comprehensive global 5 min resolution land-use data set for the year 2000 consistent with national census data.

Journal of Land Use Science, 2(3): 191-224.

Haberl, H, Erb, KH, Krausmann, F, Gaube, V, Bondeau, A, Plutzer, C, Gingrich, S, Lucht, W & Fischer-Kowalski, M (2007):

Quantifying and mapping the human appropriation of net primary production in the Earth's terrestrial ecosystems.

Proc. Natl. Acad. Sci. USA (PNAS), 104:12942–12947.

Haberl, H, Erb, KH, Plutzer, C, Fischer-Kowalski, M & Krausmann, F (2007):

- Human appropriation of net primary production (HANPP) as indicator for pressures on biodiversity.*
In: Hák, T, Moldan, B, Dahl, AL (eds.): Sustainability Indicators - A Scientific Assessment. SCOPE 67, Island Press.
- Haberl, H, Plutzer, C, Erb, KH, Gaube, V, Pollheimer, M & Schulz, NB (2005):
Human Appropriation of Net Primary Production as Determinant of Avifauna Diversity in Austria.
Agriculture, Ecosystems and Environment, 110/3-4: 119-131.
- Moser, D, Dullinger, S, Englisch, T, Niklfeld, H, Plutzer, C, Sauberer, N, Zechmeister, H-G & Grabherr, G (2005):
Environmental determinants of vascular plant species richness in the Austrian Alps.
Journal of Biogeography, 32: 1117-1127.
- Nemeth, E, Bossew, P & Plutzer, C (2005):
A distance-dependent estimation of foraging ranges of neighbouring bird colonies.
Ecological Modelling, 182: 67-73.
- Reiter, K, Wrбка, T, Englisch, T, Plutzer, C & Grabherr, G (2005):
Die ökologische Komplexität - ein Beitrag zum biologischen Porträt Österreichs.
In: Borsdorf, A (ed.) Das neue Bild Österreichs: 65-66. Verlag der Österreichischen Akademie der Wissenschaften.
- Erb, KH, Gaube, V, Haberl, H, Plutzer, C, Pollheimer, M, Schulz, NB & Smetschka, B (2004):
HANPP und Avifauna-Diversität in Österreich, Gesellschaftliche Eingriffe in die Produktionsökologie von Ökosystemen als Determinante der Vielfalt der österreichischen Avifauna.
Endbericht zum Projekt GZ 25.028/1-VI/ Wien. 103 pp.
- Haberl, H, Plutzer, C, Erb, KH, Fischer-Kowalski, M, Krausmann, F, Loibl, W, Pollheimer, M, Sauberer, N, Schulz, NB & Weisz, H (2004):
Der Einfluss des Menschen auf die Artenvielfalt - Gesellschaftliche Aneignung von Nettoprimärproduktion als Pressure-Indikator für den Verlust von Biodiversität.
IFF Social Ecology Working Papers, 66. 33 pp.
- Haberl, H, Schulz, NB, Plutzer, C, Erb, KH, Krausmann, F, Loibl, W, Moser, D, Sauberer, N, Weisz, H, Zechmeister, H-G & Zulka, P (2004):
Human appropriation of net primary production and species diversity in agricultural landscapes.
Agriculture, Ecosystems and Environment, 102/2: 213-218.
- Peterseil, J, Wrбка, T, Plutzer, C, Schmitzberger, I, Kiss, A, Szerencsits, E, Reiter, K, Schneider, W, Suppan, F & Beissmann, H (2004):
Evaluating the ecological sustainability of Austrian agricultural landscapes—The SINUS approach.
Land Use Policy, 21: 307-320.

- Sauberer, N, Zulka, K-P, Abensperg-Traun, M, Berg, H-M, Bieringer, G, Milasowszky, N, Moser, D, Plutzer, C, Pollheimer, M, Storch, C, Tröstl, R, Zechmeister, H-G & Grabherr, G (2004):
Surrogate taxa for biodiversity in agricultural landscapes of eastern Austria.
Biological Conservation, 117: 181-190.
- Wrbka, T, Peterseil, J, Kiss, A, Schmitzberger, I, Plutzer, C, Szerencsits, E, Thurner, B, Schneider, W, Suppan, F, Beissmann, H, Hengsberger, R & Tutsch, G (2003):
Landschaftsökologische Strukturmerkmale als Indikatoren der Nachhaltigkeit.
Endbericht des Forschungsprojektes „SINUS“; Forschungsprogramm „Kulturlandschaft“;
Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft und Kultur, Wien.
- Moser, D, Zechmeister, HG, Plutzer, C, Sauberer, N, Wrbka, T & Grabherr, G (2002):
Landscape shape complexity as an effective measure for plant species richness in rural landscapes.
Landscape ecology, 17: 657-669.
- Plutzer, C (2001):
Karten der potentiellen Verbreitung der Halsbandeidechsen in Ostösterreich.
In: Cabela, A, Grillitsch, H & Tiedemann, F (eds.): Atlas zur Verbreitung und Ökologie der Reptilien und Amphibien in Österreich. Umweltbundesamt, Wien. p. 737 – 747.
- Rauer, G, Aubrecht, P, Gutleb, B, Kaczensky, P, Knauer, F, Plutzer, C, Slotta-Bachmayr, L, Walzer, C & Zedrosser, A (2001):
Der Braunbär in Österreich II
UBA Monographien, Band 110.
- Plutzer, C, Gruebler, A, Stojanovic, V, Riedl, L, and Pospischil, W (2000):
A GIS-based Approach for Modeling the Spatial and Temporal Development of Night-time Lights.
In: Strobl/Blaschke/Griesebner (eds.): Angewandte Geographische Informationsverarbeitung XII, Beiträge zum AGIT-Symposium. Salzburg 2000. Wichmann Verlag, Heidelberg. p. 389-394.
- Schneider, W, Banko, G, Suppan, F, Wrbka, T, Schmitzberger, I, Plutzer, C, Angelstam, P, Mikusinski, G, Elena, R, Stanley, B & Doyle, C (2000):
Landscape Typology and Indicators for Nature Protection.
Unveröffentl. Endbericht des EU-Projektes ENVIP Nature, Institut für Vermessung, Fernerkundung und Landinformation, Universität für Bodenkultur, Wien.
- Plutzer, C, Moser, D, Riedl, L & Sauberer, N (1999):
Modellierung der potentiellen Verbreitung von Brutvögeln in Österreich mit MapModels.
In Angewandte Geographische Informationsverarbeitung XI., Beiträge zum AGIT-Symposium Salzburg 1999, pp. 399-409, Edited by J. Strobl and T. Blaschke. H. Wichmann Verlag: Heidelberg.
- Wrbka, T, Szerencsits, E, Reiter, K & Plutzer, C (1999):

Which attributes of landscape structure can be used as indicators for sustainable land use?

In: Kovar, P et al. (eds): Proceedings of the International CZ-IALE Conference "Present and Historical Nature-Culture Interactions". Prague, Cz. p. 213-222.

Benedikt, J & Plutzer, C (1998):

Visualisierungsmöglichkeiten problematischer Übergangszonen im CORINE Landcover mit GIS und Fuzzy Logic.

In: Aubrecht, P: CORINE-Landcover. UBA Monographien, 93.

Plutzer, C & Loibl, W (1994):

GIS-gestützte Analyse der Areale von Lacertiden (Sauria: Reptilia) Ostösterreichs.

Salzburger Geographische Materialien, 21: p. 563-567.