

Welchen Einfluss haben urbane Lebensräume auf die Artenvielfalt? Eine quantitative Analyse am Beispiel der Vogelwelt Bayerns

Robert Pfeifer, Jörg Müller, Jutta Stadler und Roland Brandl



Gartenrotschwanz
Zeichnung: Werner Dittrich

The importance of urban habitats for avian biodiversity in Bavaria

Using the data from the breeding bird atlas of Bavaria (1996-1999) and land cover data from the European wide project CORINE, we correlated species richness of breeding birds (altogether 208 species) to ten types of landcover using 1927 grids (average area 33.9 km²). Many of the landcover types important for birds occurred in only small proportions in the quadrants. Furthermore, the proportion of settlements/cities and traffic and industrial areas within grids had a positive influence on species richness, even for threatened birds. In urban areas even species of scrublands and forests occur. This influence could be demonstrated for threatened and not threatened species in a similar way. However, species richness of urban area provides no information about habitat quality, the individual fitness and the potential for long term survival of populations.

Key words: biodiversity, birds, urban habitats, species richness, grid maps.

Robert Pfeifer, Dilchertstr. 8, D-95444 Bayreuth

E-Mail: Ro.Pfeifer@t-online.de

Jörg Müller, Nationalpark Bayerischer Wald, Freyunger Str. 2, D-94481 Grafenau

E-Mail: joerg.mueller@npv-bw.bayern.de

Jutta Stadler, Helmholtz-Centre for Environmental Research, Department of Community Ecology, Theodor-Lieser-Str. 4, D-06120 Halle/Saale

E-Mail: jutta.stadler@ufz.de

Roland Brandl, Animal Ecology, Department of Ecology, Philipps-University Marburg, Karl-von-Frisch-Str., D-35043 Marburg

E-Mail: brandlr@staff.uni-marburg.de

Einleitung

Die bayerische Landschaft wird praktisch flächendeckend vom Menschen genutzt, so dass hier – wie in ganz Mitteleuropa – „buchstäblich kein Fleckchen seinen Naturzustand bewahren konnte“ (Ellenberg 1986). Über 90 % der Brutvogelarten Bayerns sind heute über ihren Brutplatz und/oder ihre Nahrungsquellen von der Landwirtschaft abhängig, 54 % von der Forstwirtschaft (Bezzel & Ranftl 1996). Landwirtschaftliche Flächen und Forste machen zusammen über 86 % der Landesfläche aus (Bezzel et al. 2005), den Rest bilden kleinflächigere, aber für die Vogelwelt nicht unbedeutende Lebensräume wie Feuchtgebiete und Felsregionen aber auch Siedlungen und Verkehrsflächen. Diese wenigen Angaben machen bereits deutlich, dass unsere Landschaften vom Menschen beeinflusst sind und auch künftig geprägt sein werden. Damit bestimmt letztlich der Mensch den Artenreichtum von Organismen.

Während die Bedeutung der Feuchtgebiete für den Artenreichtum größerer Gebiete seit langem unstrittig ist (z. B. Haarmann & Pretscher 1981), wird auf die Bedeutung der Städte für die Artenvielfalt erst in neuerer Zeit hingewiesen (z. B. Stadler et al. 2000, Otto & Witt 2002, Kühn et al. 2004, Kelcey & Rheinwald 2005, Reichholf 2007). In der Naturschutzszenen wird dies durchaus kontrovers diskutiert und der Artenreichtum von Städten häufig auf Neobiota bzw. „Allerwelts“-Arten zurückgeführt (Blaire 1996, Savard et al. 2000; siehe auch Brunzel et al. 2009). Bislang gibt es für Vögel wenige flächendeckende Analysen des Zusammenhangs zwischen Landnutzungsform und Artenreichtum für ein größeres Gebiet (für Pflanzen siehe z. B. Kühn et al. 2004).

Mit der Einführung der Rasterkartierung liegen heute flächendeckend Informationen über das Auftreten oder Fehlen aller Vogelarten Mitteleuropas auf definierten Flächeneinheiten vor (z. B. Hagemeijer & Blair 1998). Solche Karten bieten hervorragende Informationsquellen für die Analyse räumlicher Muster der Artenvielfalt (z.B. Arbeiten in Storch et al. 2007). Entsprechende Karten des Artenreichtums definierter Rasterflächen enthalten die Brutvogelatlas für Bayern von Nitsche & Plachter (1987) und Bezzel et al. (2005). Bereits Nitsche & Plachter (1987) arbeiteten aus dem Material der ersten flächendeckenden Brutvogelkartierung

Bayerns Gebiete mit Konzentrationen besonders artenreicher sowie artenarmer Rasterfelder heraus. Dabei hoben sie, wie schon Bezzel et al. (1980), den Artenreichtum der großen Flusstäler (Main, Donau) besonders hervor. Auch die nordbayerischen Teichgebiete mit vielfältigen Lebensräumen verursachen hohe Artenzahlen in den entsprechenden Quadranten. Urbane Lebensräume werden hingegen kaum erwähnt. Die gesamte Naturschutzbiologie hat sich bisher wenig um solche Lebensräume gekümmert (McKinney 2002, Miller & Hobbs 2002). In der vorliegenden Arbeit wollen wir mit den verfügbaren Daten versuchen, in einer flächendeckenden, quantitativen Auswertung einige Faktoren der Landnutzung und Bodenbedeckung herauszuarbeiten, die den Artenreichtum der Brutvögel in Bayern beeinflussen. Insbesondere soll dabei die Bedeutung von Städten für den Artenreichtum im Vordergrund stehen und Antworten auf folgende Fragen gesucht werden:

1. Wie beeinflussen auf der gegebenen Maßstabsskala Landnutzungsformen die Artenvielfalt der Vögel?
2. Welchen Beitrag leisten urbane Lebensräume zur Artenvielfalt von nicht gefährdeten und gefährdeten Arten?

Material und Methode

Brutvogelaten. Die Daten zur Verbreitung bayerischer Brutvögel stammen aus der Kartierung 1996–1999, die vom Bayerischen Landesamt für Umwelt, Staatliche Vogelschutzbehörde Garmisch-Partenkirchen, in EDV-verwertbarer Form zur Verfügung gestellt wurden (Bezzel et al. 2005). Kartierungsgrundlage sind die Quadranten der topographischen Karte 1:25000 (TK-Viertel) für Bayern mit einer mittleren Flächengröße von 33,9 km² (Minimum 32,9 km²; Maximum 35,1 km²). Nicht ausreichend erfasste Quadranten (vgl. Bezzel et al. 2005) wurden in den Auswertungen nicht berücksichtigt. Abweichend vom Brutvogelatlas fanden in unserer Untersuchung Randquadranten, deren Fläche nicht zu 100 % auf bayerischem Gebiet liegt, keine Berücksichtigung. Insgesamt ergaben sich dabei Verbreitungsdaten für 208 Vogelarten auf 1927 Quadranten. Ebenfalls im Gegensatz zu den Darstellungen im Brutvogelatlas wurden für die vorliegende Analyse A-, B-, C- und D-Nachweise verwendet. Die Unterschei-

Tab. 1. Zusammenfassung der in CORINE verfügbaren Bodenbedeckungen und Landnutzungen, die für die Analyse der Artenvielfalt bayerischer Brutvögel verwendet wurden. Die Flächenanteile der einzelnen in CORINE aufgeführten Landnutzungsklassen wurden für die vorliegende Arbeit zu „Landnutzungsformen“ zusammengefasst. Die Zusammenfassung erfolgte so, dass für ornithologische Belange sinnvolle Einheiten gebildet wurden. Lediglich die Landnutzungsform „Sonstiges“ ist ein Sammelbecken von schwer zuordenbaren CORINE-Landnutzungsklassen. Benennung der CORINE-Landnutzungsklassen nach http://www.corine.dfd-dlr.de/media/download/clc_lut_de.pdf. – *Summary of CORINE land cover types, used in this analysis. For simplification several CORINE types were summed to types related to ornithological data.*

Landnutzungsformen	Code	CORINE Landnutzungsklassen
Acker	211	Nicht bewässertes Ackerland
Grünland	231	Wiesen und Weiden
	243	Landwirtschaft mit natürlicher Bodenbedeckung
	321	Natürliches Grünland
Feuchtgebiete	322	Heiden und Moorheiden
	411	Sümpfe
	412	Torfmoore
	511	Gewässerläufe
	331	Strände, Dünen und Sandflächen
	512	Wasserflächen
Nadelwald	312	Nadelwald
Mischwald	313	Mischwald
Laubwald	311	Laubwald
Abbau und Industrie	121	Industrie- und Gewerbeflächen
	124	Flughäfen
	131	Abbauflächen
	132	Deponien und Abraumhalden
Stadt und Verkehr	111	Flächen durchgängig städtischer Prägung
	112	Flächen nicht-durchgängig städtischer Prägung
	123	Hafengebiete
	133	Baustellen
	141	Städtische Grünflächen
	142	Sport und Freizeitanlagen
	122	Straßen und Eisenbahn
Sonstiges	332	Felsflächen ohne Vegetation
	333	Flächen mit spärlicher Vegetation
	335	Gletscher und Dauerschneegebiete
	242	Komplexe Parzellenstrukturen
	222	Obst- und Beerenobstbestände
	324	Wald-Strauch-Übergangsstadien
	221	Weinbauflächen

dung in gefährdete und nicht gefährdete Brutvögel erfolgte anhand der Roten Liste Bayerns (BayStMLU 2005): als gefährdet wurden alle Arten der Kategorien 0 (ausgestorben oder verschollen), 1 (vom Aussterben bedroht), 2 (stark gefährdet), 3 (gefährdet) und R (Arten mit geografischer Restriktion) gewertet; alle anderen Arten als nicht gefährdet.

Daten zur Landnutzung. Im Projekt CORINE (Coordinated Information of the European Environment) der Europäischen Union erfolgte europaweit eine flächendeckende Kartierung der Bodenbedeckung und Landnutzung auf der Basis von LANDSAT-7-Satellitenbildern im Maßstab 1 : 100.000 aus dem Jahr 2000. Die Erfassung erfolgte nach 44 Landnutzungsclassen, von denen 37 in Deutschland relevant sind. Für die nachfolgenden Auswertungen wurden die Anteile einzelner Klassen zu Formen der Bodenbedeckung und Landnutzung zusammengefasst, die wir weiterhin zur Vereinfachung als Landnutzungsformen bezeichnen (Tab. 1). Natürlich sind zwangsläufig häufige Landnutzungsformen negativ miteinander korreliert (z.B. Acker *versus* Grünland: $r = -0,53$): Wenn

Ackerland hohe Flächenanteile einnimmt, muss der Grünlandanteil gleichzeitig gering sein. Solche Abhängigkeiten der Daten stören die statistische Analyse. Daher haben wir alle Analysen auch unter Weglassung von Grünland bzw. Acker durchgeführt, wobei sich keine grundsätzlich unterschiedlichen Resultate ergaben. Andere Korrelationen zwischen Landnutzungsformen (z.B. Stadt und Verkehr *versus* Abbau und Industrie: $r = 0,65$) sind dagegen keine mathematischen Notwendigkeiten und spiegeln wirtschaftsgeografische Prozesse wieder.

Statistik. Alle Auswertungen erfolgten mit Funktionen, die die entsprechenden Verfahren für das frei zugänglichen Statistiksoftwarepaket R implementieren (R Development Core Team 2004). So erfolgte die Berechnung der räumliche Autokorrelationsmuster einzelner Variablen mit der Funktion *correlog* im Paket *ncf* (Bjornstad & Falck 2001). Die Autokorrelation misst die Ähnlichkeit von Werten einer Variablen von räumlich nahe beieinander liegenden Orten. Grundsätzlich kann man in einem geographischen Kontext davon ausgehen, dass benachbarte Orte für eine Variable ähnliche Werte annehmen

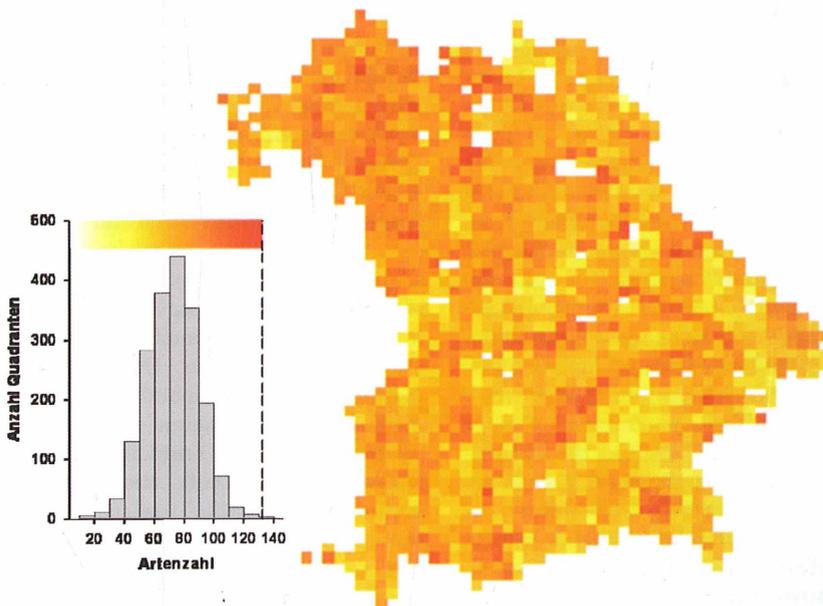


Abb. 1. Häufigkeitsverteilung der Artenzahlen pro Rasterfeld (Artendichte) für alle bayerischen Brutvögel (A,B,C und D-Nachweise) auf 1927 Quadranten (1/4 TK 25) sowie die zugehörige Karte des Artenreichtums auf Rasterbasis. Die Intensität der Rotfärbung gibt die Artendichte wieder, weiß: unzureichend kartierte Quadranten. – Histogram of species richness within grids of 33.9 km² (1929 grids across Bavaria) and the corresponding map of species richness. The bar above the histogram gives the code for species richness.

(positive Autokorrelation). Waldo Tobler formulierte bereits 1970 dieses Faktum als Gesetz: „The first law of geography is that everything is related to everything else, but near things are more related than distant things.“ (Tobler 1970). Zur Quantifizierung nutzt man häufig den Koeffizienten nach Moran, der sich wie der allgemein bekannte Korrelationskoeffizient interpretieren lässt. Moderne Verfahren berechnen nun die Autokorrelation für Werte zwischen Objekten mit unterschiedlicher räumlicher Distanz. Solche Autokorrelationsprofile geben einen Eindruck über die räumliche Struktur einer Landschaft. So zeigen sich klinale Veränderungen, also stetige Veränderungen des Wertes einer Variablen in eine Raumrichtung, in einer Abnahme der Autokorrelation von positiven zu negativen Werten. Die meisten Variablen dagegen fallen von positiven Werten auf Werte um 0. Die Distanz bis zu der noch positive Autokorrelationswerte auftreten vermittelt einen Eindruck über die räumliche Strukturierung dieser Variablen.

Die Vorhersagbarkeit der Artenzahl nicht gefährdeter und gefährdeter Vogelarten mit Hilfe der Landnutzungsformen wurde mit Regressionsbäumen untersucht. Prinzipiell funktionieren diese Bäume nach folgendem Schema: Zuerst wird die Variable aus den zur Verfügung stehenden Datensätzen (in unserem Fall Landnutzungsformen) gesucht, mit der die Daten (Artenzahlen der Raster) am besten in zwei Gruppen unterteilt werden können. Für jede Untergruppe wird dieser Prozess wiederholt bis grundsätzlich jede Gruppe nur noch aus einer Beobachtung besteht. Damit wäre die Variabilität der unabhängigen Variablen (in unserem Fall Artenzahl pro Raster) vollständig erklärt. Ziel muss es aber wie bei allen schrittweisen Verfahren sein, den Prozess an geeigneter Stelle „anzuhalten“, so dass man mit möglichst wenigen Gruppen (das sind die Endpunkte eines Regressionsbaumes) möglichst viel der Variabilität der unabhängigen Variablen erklären kann. Dazu gibt es eine Reihe von Verfahren. Wir benutzen das in der Funktion *ctree* im Paket *party* implementierte Verfahren (Hothorn et al. 2006, siehe auch Müller & Hothorn 2004). Gegenüber multiplen Regressionsanalysen sind solche Verfahren unempfindlich gegen die Abweichungen von der Normalverteilung (vgl. Abb. 3) und Interaktionen zwischen Variablen werden implizit berücksichtigt. Hervorzuheben

ist auch die übersichtliche Darstellbarkeit der Unterteilung der Daten und damit der Bedeutung einzelner unabhängiger Variablen für den Artenreichtum. Zur Ermittlung der Bedeutung der Flächenanteile unterschiedlicher Landnutzungsformen für gefährdete und nicht gefährdete Arten wurden die Regressionsbäume getrennt für beide Artengruppen berechnet. Die Autokorrelation ist ein Problem für alle statistischen Analysen. Streng genommen sollten bei einer formalen statistischen Überprüfung die Residuen statistisch unabhängig sein. Räumliche Autokorrelationen können aber zu einer Abhängigkeit führen. Bei unserer Analyse zeigen die Residuen der Artenzahlen aus den Regressionsbäumen eine gewisse räumliche Abhängigkeit. Zum besseren Verständnis haben wir auf komplexere Auswertverfahren verzichtet, so dass die in den Abbildungen angegebenen statistischen Tests nur näherungsweise Gültigkeit haben.

Ergebnisse

Artenreichtum der Brutvögel. Die Artenzahlen pro Raster bewegen sich zwischen 13 und 132 (Abb. 1), Median und Mittelwert liegen bei 73 Arten pro Quadrant (nicht gefährdete Arten Mittelwert = 64 [12 - 98]; gefährdete Arten: 9,2 [0 - 36]). Dabei steigt der Prozentsatz gefährdeter Arten mit dem Artenreichtum nicht gefährdeter Arten (Abb. 2). Offensichtlich sind Raster mit einem hohen Artenreichtum nicht gefährdeter Arten auch überdurchschnittlich von gefährdeten Arten bewohnt. Bereiche mit überdurchschnittlich hohen Gesamtartenzahlen lassen sich als zusammenhängende Bänder vor allem in den Tälern von Donau und Isar sowie des Obermains erkennen. Daneben zeigen sich punktförmige „hot spots“ in Quadranten mit größeren Feuchtgebieten. Man erkennt auf der Karte z. B. das Fränkische Weihergebiet, Rötelseeweihergebiet, den Chiemsee, das Ammersee-Südende und das Gebiet der Murnau-Kochelseemoore, die seit langem für ihre vielfältige Vogelwelt bekannt sind (vgl. Moning & Wagner 2005). Die Karte zeigt aber auch eine Zunahme artenreicher Raster von Südosten nach Nordwesten. Dieser klinale Trend findet sich klar im Autokorrelationsprofil wieder (Abb. 3). Stellt man die fünf artenreichsten Quadranten den fünf artenärmsten gegen-

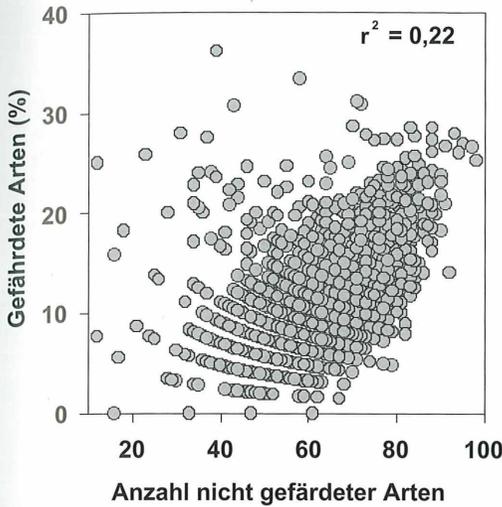


Abb. 2. Beziehung zwischen Anzahl nicht gefährdeter Arten in einem Raster gegen den Prozentsatz gefährdeter Arten in Bezug zu allen in einem Raster nachgewiesenen Arten (A,B,C & D-Nachweise; $r = 0,47$; $n = 1927$). Wegen Abhängigkeit der beiden Variablen und wegen durch Autokorrelation verursachter Pseudoreplikation, wurde keine formale statistische Analyse durchgeführt. – *Scatterplot of percentage of threatened species (y-axis) versus all other breeding birds (x-axis). Because the two data sets are not really independent, we provide no formal statistical test.*

über (Tab. 2), so liegen letztere in nadelwaldreichen Landschaften, von den fünf artenreichsten weisen zumindest vier nennenswerte Anteile an Feuchtgebieten auf. Die großen Ballungszentren Bayerns (München und Großraum Fürth-Erlangen-Nürnberg) fallen in der Karte hingegen nicht weiter auf.

Häufigkeit und Verteilung der Landnutzungsformen. Nur wenige Raster werden von einer Landnutzungsformen dominiert und wenn, dann handelt es sich dabei meist um Acker, Grünland oder Nadelwald (Abb. 4). Feuchtgebiete machen immer nur kleine Anteile einzelner Rasterflächen aus. Ähnliches gilt für die Kategorien Laubwald, Abbau und Industrie sowie Stadt und Verkehr. Die räumliche Autokorrelationsanalyse der Anteile von Landnutzungsformen zeigt, dass positive Koeffizienten in vielen Kategorien bei räumlichen Distanzen von ≤ 100 km auftreten (Abb. 5). Dies deutet auf eine Strukturierung der bayerischen Landschaft etwa auf dieser Raumskala. Für die Landnutzungsformen, deren Flächenanteile 10 % nur

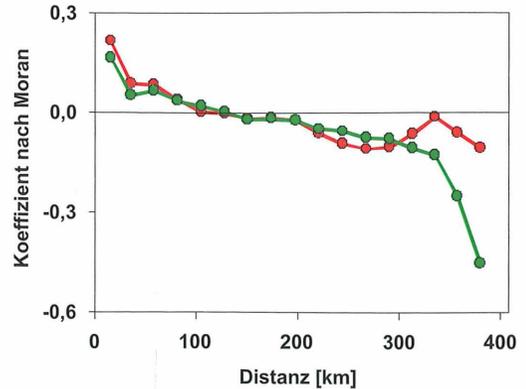


Abb. 3. Räumliches Autokorrelationsprofil der Artenzahlen von gefährdeten (Rot) und nicht gefährdeten Arten (Grün; vgl. Material und Methode). – *Spatial autocorrelation profiles of the number of threatened (red) and not threatened (green) bird species across Bavaria (x-axis: distance between grids in km; y-axis: autocorrelation coefficient according to Moran).*

selten übersteigen (Feuchtgebiete, Stadt und Verkehr, Abbau und Industrie) fallen die Autokorrelationskoeffizienten bereits bei einer Distanz von ≤ 25 km auf Werte nahe 0 (Abb. 5). Derartige Landnutzungsformen zeigen eine kleinräumigere Struktur als Grünlandwirtschaft oder Waldnutzung. Wie erwartet, zeigen Sonderformen der Landnutzung eher ein „Salz- und Pfeffer-Muster“ als die Hauptnutzungs-kategorien.

Landnutzungsformen und Artenreichtum. Über alle Landnutzungsformen (Tab. 1) hinweg ist die Vorhersagbarkeit der Artenzahl aus der Lebensraumausstattung der Raster für gefährdete und nicht gefährdete Arten insgesamt gering. Dennoch existieren beträchtliche Unterschiede zwischen nicht gefährdeten und gefährdeten Arten. So ergibt sich zwischen den aus den Regressionsbäumen (Abb. 6a und b) geschätzten und der gefunden Artenzahl ein R^2 von 0,17 für nicht gefährdete, dagegen von 0,28 für die gefährdeten Arten. Gefährdete Arten sind also anscheinend eher von Landnutzungsformen abhängig als nicht gefährdete Arten. Bei den nicht gefährdeten Arten teilt der Anteil an Stadt- und Verkehrsflächen bereits am ersten Verzweigungspunkt in artenreiche und artenarme Flächen, wobei der Unterschied durchschnittlich gut 5 Arten ausmacht, wenn der Anteil an Stadt und Verkehrsflächen mehr als 3% beträgt. Der Anteil von Stadt- und Verkehrs-

Tab. 2. Flächenanteile (%) der einzelnen Landnutzungsformen (siehe Tab. 1) an den jeweils 5 artenreichsten und artenärmsten Quadranten in Bayern. Median und Mittelwert beziehen sich auf alle 1927 untersuchten Raster. – *Percentage of cover of the land cover types (see Tab. 1) within the five grids with the highest and lowest species richness in Bavaria. Median and arithmetic mean value are based on 1927 grids.*

MTB-Nr.	Quadrant	Blatt	Arten- zahl	Rote Liste	Nadel- wald	Laub- wald	Misch- wald	Acker	Wiesen	Abbau und Industrie	Stadt und Verkehr	Sonstiges	Feuchtgebiete
Artenreichste Quadranten													
6232	1	Forchheim	132	35	6,28	7,98	6,30	53,04	3,91	4,43	7,46	8,07	2,54
5726	4	Bad Kissingen Nord	131	33	0,00	16,26	20,81	43,46	2,54	0,00	9,54	7,39	0,00
6231	4	Adelsdorf	130	35	45,73	0,00	15,95	25,45	4,17	0,00	0,85	5,88	1,97
6741	4	Cham West	129	36	6,20	0,00	0,00	12,72	37,45	3,47	8,16	28,31	3,69
5832	2	Lichtenfels	127	33	27,99	1,15	5,20	31,91	16,05	1,56	10,39	3,93	1,63
Artenärmste Quadranten													
5939	1	Waldsassen	19	3	33,19	2,93	0,00	24,82	17,01	0,14	9,90	12,00	0,00
6739	2	Bruck i. d. Opf.	18	1	48,94	0,00	1,28	10,40	7,43	0,00	6,74	23,55	1,65
6944	1	Bodenmais	16	4	64,37	0,00	7,11	0,00	26,70	0,00	1,82	0,00	0,00
8035	2	Sauerlach	16	0	56,85	0,00	0,00	15,81	8,31	0,00	4,05	10,80	0,00
7045	1	Frauenau	13	1	60,62	0,00	0,00	0,00	36,74	0,00	2,65	0,00	0,00
Median			73	8	19,00	0,00	3,00	26,00	11,00	0,00	3,00	7,70	0,00
Mittelwert			73	9,2	22,00	3,80	7,60	30,00	17,00	0,70	5,10	11,00	1,20

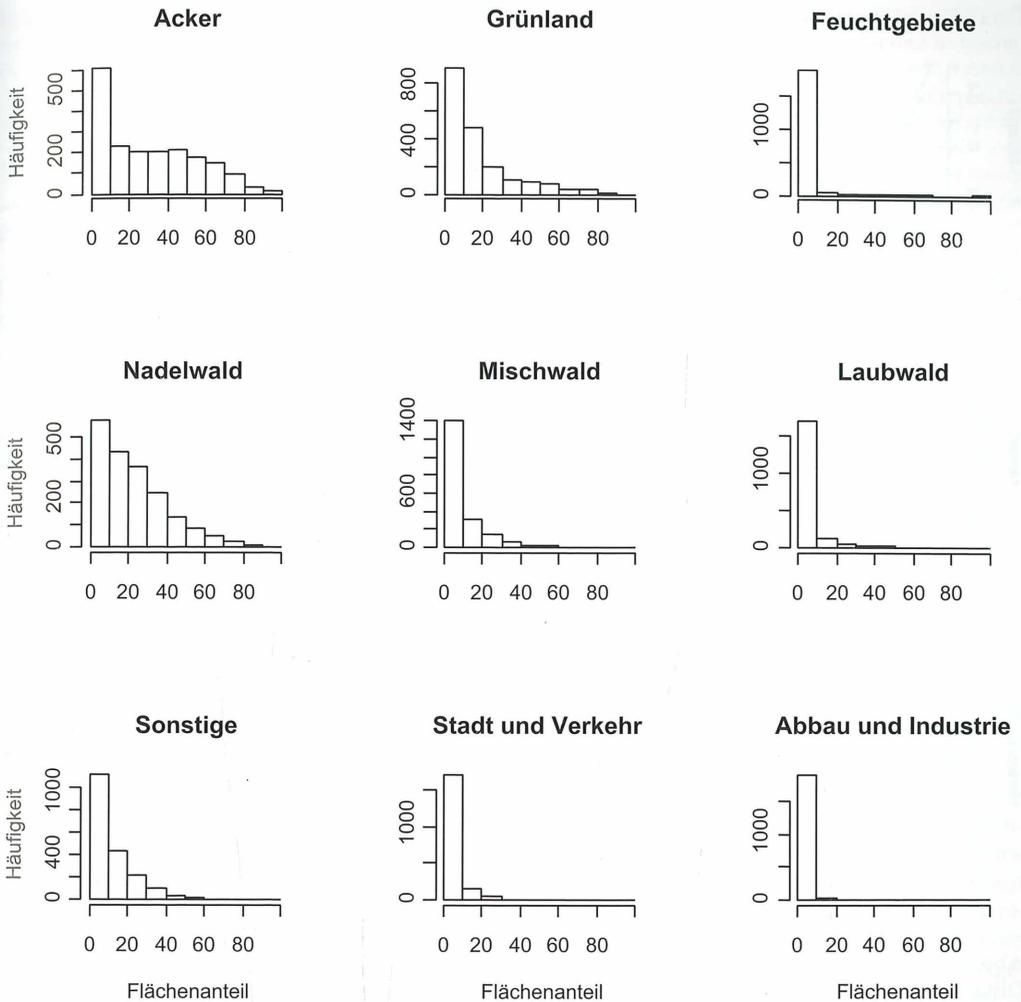


Abb. 4. Verteilungen der Flächenanteile von 9 Landnutzungsformen (siehe Tab. 1) in den 1927 Quadranten. Abszisse: Prozentuale Flächendeckung der jeweiligen Landnutzungsform in Intervallen von 10 %; Ordinate: Anzahl Rasterfelder. – *Distribution of 9 landcover types (see Table 1. x-axis: percentage of cover; y-axis: number of grids).*

flächen sowie von Abbau und Industrie führen im weiteren Verlauf des „Baumes“ an zwei weiteren Verzweigungspunkten zu artenreicheren Verhältnissen. Ein höherer Anteil an Laubwald, Ackerflächen und Feuchtgebieten führt ebenfalls zu mehr Artenreichtum, während höhere Nadelwaldanteile artenärmere Quadranten kennzeichnen (vgl. auch Tab. 2). Selbst wenn man den Reichtum an gefährdeten Arten betrachtet, führen an zwei Stellen des Regressionsbaumes höhere Anteile von menschlicher Nutzung bestimmten Landnutzungsformen zu einer Erhöhung der Vielfalt dieser Arten (Abb. 6b). Ein gewisser Anteil urban und industriell

geprägter Landnutzungsformen an der Gesamtfläche eines Quadranten hat eindeutig positive Auswirkungen auf die Artenzahl.

Diskussion

Städte als „Hot-spots“ der Artenvielfalt? Städte beinhalten innerhalb ihrer Verwaltungsgrenzen eine Vielfalt von Strukturen und Lebensräumen: von der nahezu vegetationslosen City über die Gartenstadt bis hin zu großflächigen Parks und Stadtwäldern. Jede Stadt stellt ein Mosaik aus derartigen Strukturen dar, das in seiner Gesamtheit vielen Arten Existenzmög-

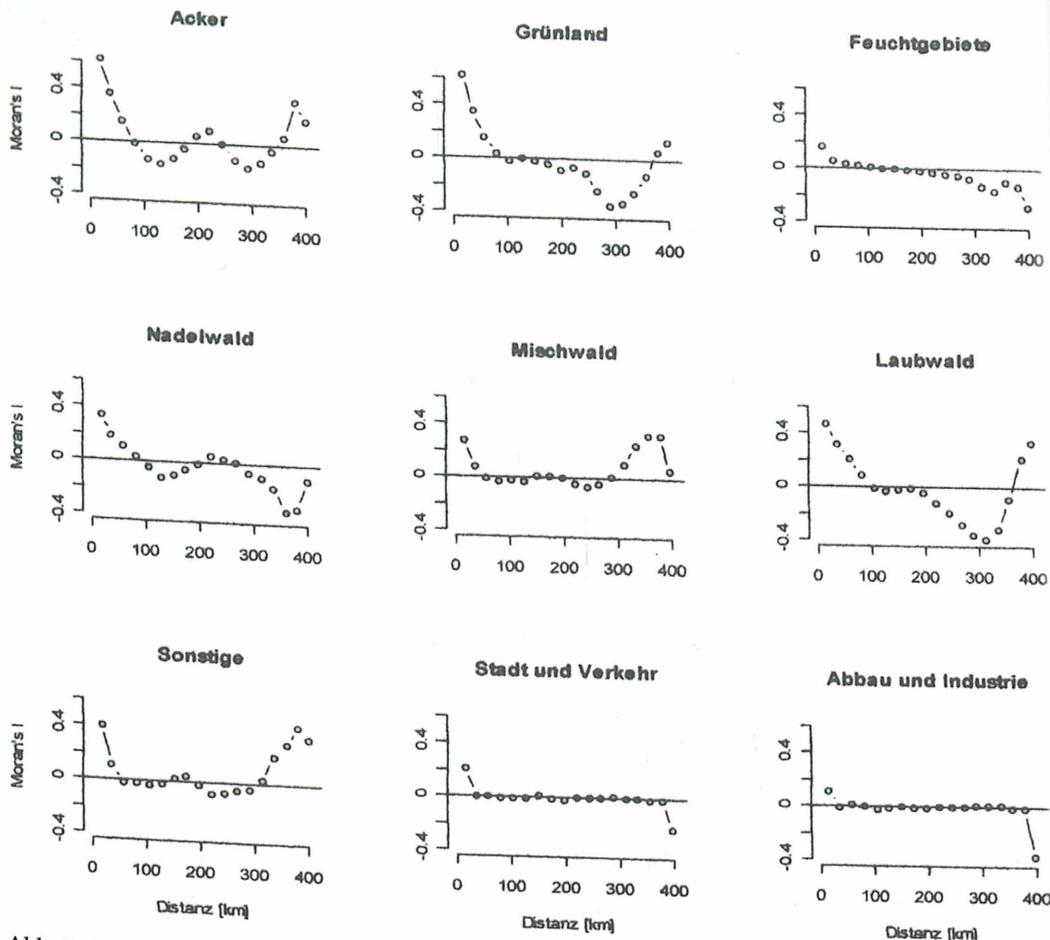


Abb. 5. Autokorrelationsprofile für die neun Landnutzungsformen aus Tab. 1 (siehe auch Abb. 3). Abszisse: Distanzklassen in km, Ordinate: Autokorrelationskoeffizient Moran's I. – Spatial autocorrelation profiles of 9 land cover types (see Table 1) across Bavaria (x-axis: distance between grids in km; y-axis: autocorrelation coefficient according to Moran; see also Fig. 3).

lichkeiten bietet. Darunter befinden sich auch solche, die man nicht unbedingt Stadtlebensräumen zuordnen würde, etwa Kolbenenten *Netta rufina* (z. B. in München, Pelchen 1998) und Zwergdommeln *Ixobrychus minutus* (z. B. in Wien, Sabathy 1998) an Parkgewässern oder an Fernsehtürmen oder Heizkraftwerken brütende Wanderfalken. Teilweise stillgelegte Bahnanlagen, Industriebrachen und andere Ruderalflächen sind häufig besonders artenreiche Lebensräume mit selteneren Arten wie Rebhuhn *Perdix perdix*, Dorngrasmücke *Sylvia communis* oder Bluthänfling *Carduelis cannabina*. Allerdings ist in großflächigen Industriegebieten die Siedlungsdichte vieler Arten nur sehr gering oder beschränkt sich auf punktuelle Vorkommen

(Wichmann et al. 2009). Stadt- und Erholungswälder und waldartige Parkanlagen unterliegen häufig nicht dem wirtschaftlichen Druck, der stadtfornere Forste beeinflusst. Deswegen gibt es in vielen Städten sogar attraktive Beobachtungsmöglichkeiten für „Birder“ (Milne 2006). Zu beachten bleibt aber, dass nur ein begrenzter Satz an Arten in Städten Fuß fassen kann. Vor allem Arten mit großem Raumsanspruch sind in Städten unterrepräsentiert. Die typischen Stadtarten kommen aber nahezu in allen europäischen Städten vor, so dass mit zunehmender Ausdehnung städtischer Siedlungsräume biogeografische Unterschiede eventuell nivelliert werden. Detailuntersuchungen dazu fehlen aber bisher.

Tab. 3. Artenzahlen (S) sowie Zahl der gefährdeten Arten (R) auf den 10 Rasterflächen (mittlerer Fläche 33,9 km²) mit dem höchsten prozentualen Flächenanteilen der Kategorien Stadt und Verkehr sowie Abbau und Industrie. S/S_1 : Quotient aus dem Befund (S) und dem Erwartungswert aus der Arten-Areal-Beziehung ($S_1=42,8 A^{0,14} = 70,1$, vgl. Reichholf 1980 mit $A = 33,9 \text{ km}^2$) sowie im Bezug zur mittleren Artenzahl bzw. mittlerer Zahl gefährdeter Arten über alle 1927 Rasterflächen ($S_2 = 73$; $R_2 = 9,2$). – Number of species (S) and number of threatened species (R) of the ten grids (mean area 33.9 sqkm) with the highest percentage of the land cover categories "Stadt und Verkehr" and "Abbau und Industrie". S/S_1 : quotient between findings (S) and the calculated value from the species area relationship ($S_1=42,8 A^{0,14} = 70,1$, see Reichholf 1980 with $A = 33.9 \text{ km}^2$) and and in relation to the mean number of species and the mean number of threatened species based on all 1927 grids ($S_2 = 73$; $R_2 = 9,2$).

MTB-Nr.	Quadrant	Blatt	Anteil	S	S/S_1	S/S_2	R	R/R_2
7835	3	München	100,0	70	1,00	0,96	3	0,33
7835	1	München	97,9	82	1,17	1,12	9	0,98
7835	4	München	97,9	78	1,11	1,07	7	0,76
7631	1	Augsburg	87,0	90	1,28	1,23	13	1,41
6532	3	Nürnberg	86,5	83	1,18	1,14	13	1,41
7835	2	München	79,8	91	1,30	1,25	11	1,20
7834	4	München-Pasing	76,6	83	1,18	1,14	6	0,65
6938	4	Regensburg	72,3	81	1,16	1,11	13	1,41
6532	4	Nürnberg	72,0	83	1,18	1,14	4	0,43
7834	2	München-Pasing	68,4	94	1,34	1,29	12	1,30

Urban und industriell geprägte Landnutzungsformen treten fast immer mit nur geringen Flächenanteilen an den jeweiligen Quadranten auf (Abb. 4). Nur in einem einzigen Quadrant (3. Quadrant, 7835 München) werden 100 % der beiden in Tab. 1 definierten Landnutzungsformen „Stadt und Verkehr“ sowie „Abbau und Industrie“ erreicht, in nur 65 Quadranten (= 3,4% der Quadranten) übersteigt deren Anteil 25%. Dennoch sind auch die zehn Quadranten mit den höchsten Anteilen urban und industriell geprägter Nutzungsformen nicht auffallend artenarm (Tab. 3), sondern liegen sogar über dem Erwartungswert, der sich aus der Arten-Areal-Beziehung für die Vögel Mitteleuropas (Reichholf 1980) ergibt. Ähnliche Werte wurden für eine Reihe weiterer mitteleuropäischer Städte gefunden (Bezzel 1982). Selbst Arten der Roten Liste (gefährdete Arten) sind in der Mehrzahl der Raster vergleichsweise gut vertreten!

Bei der Einschätzung dieser Werte ist jedoch zu beachten, dass der gegebene Maßstab der Vielfalt der städtebaulichen Nutzung nur mit Einschränkungen gerecht wird. Insbesondere ist hier zu erwähnen, dass die Landnutzungsform „Stadt und Verkehr“ sowohl städtische Grünanlagen als auch Sport- und Freizeitanlagen mit einschließt (Tab. 1) und dass die moderne

Stadtplanung auch im bebauten Bereich in der Regel großzügige Eingrünungen vorsieht (z. B. Richter 1981), was auch den menschlichen Bedürfnissen hinsichtlich eines hochwertigen Wohn- und Berufsumfeldes entgegenkommt (Korkisch 1992). So hat die Zahl der Stadtbäume in München von 1995 bis 2005 um ca. 33.000 auf 750.000 zugenommen (Mitteilung des Baureferates, Münchner Samstagsblatt, Artikel vom 12.05.2005). Der reale Gehölzanteil am Stadtgebiet von München liegt bei ca. 17 % (http://www.muenchen.de/Stadtleben/Gesundheit_Umwelt/Umweltinfos/Flora_Fauna/gehoelzbedeckungsgrad/125866/index.html). Im wesentlichen kleineren Stadtgebiet von Bayreuth kamen von 1998–2007 pro Jahr allein durch Neupflanzungen durchschnittlich ca. 170 Bäume und 3400 Sträucher auf rund 200 ha städtischer Grünfläche hinzu (Umweltschutzberichte der Stadt Bayreuth, www.bayreuth.de).

Diese Zunahme des Vegetationsvolumens im Siedlungsraum wirkt sich auf einige wenige Arten negativ aus (z. B. Haubenlerche *Galerida cristata*), begünstigt aber die Ansiedlung von Gebüsch- und Baumvögeln (vgl. Gatter 2000). Für das Stadtgebiet von Wien konnten Wichmann et al. (2009) im dicht verbauten Siedlungsgebiet einen Anstieg der Brutvogel-Artenzahl mit zunehmender Baumkronenfläche nachwei-

Abb. 6a. Regressionsbaum für nicht gefährdete Arten (Arten, die nicht auf der Roten Liste stehen). Kennwerte für den jeweiligen „Ast“: kursiv: Anzahl Quadranten, fett: mittlere Artenzahl. Für jede Verzweigung wird das Signifikanzniveau (p-Wert), der Schwellenwert (prozentualer Anteil der Landnutzungsform an der Quadrantenfläche), für jeden abzweigenden „Ast“ die Anzahl der Quadranten (kursiv) und die mittlere Artenzahl (fett) angegeben. – *Classification tree for not threatened bird species (not listed in the Red data book of Bavaria). At each node the cutpoint and p-value are given. Additionally, we give at each branch the number of grids (cursive) and the mean species richness (bold).*

Nicht gefährdete Arten

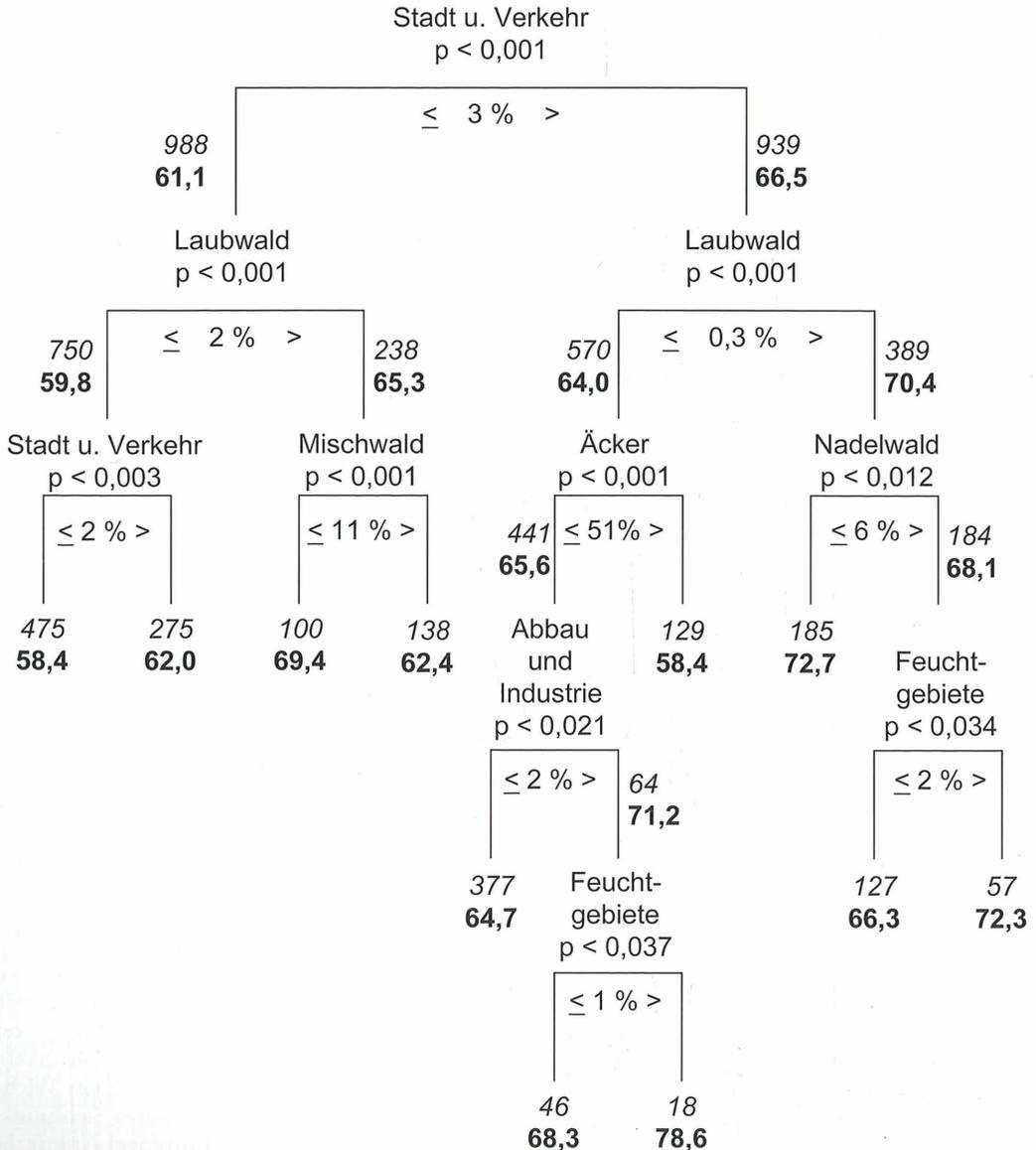
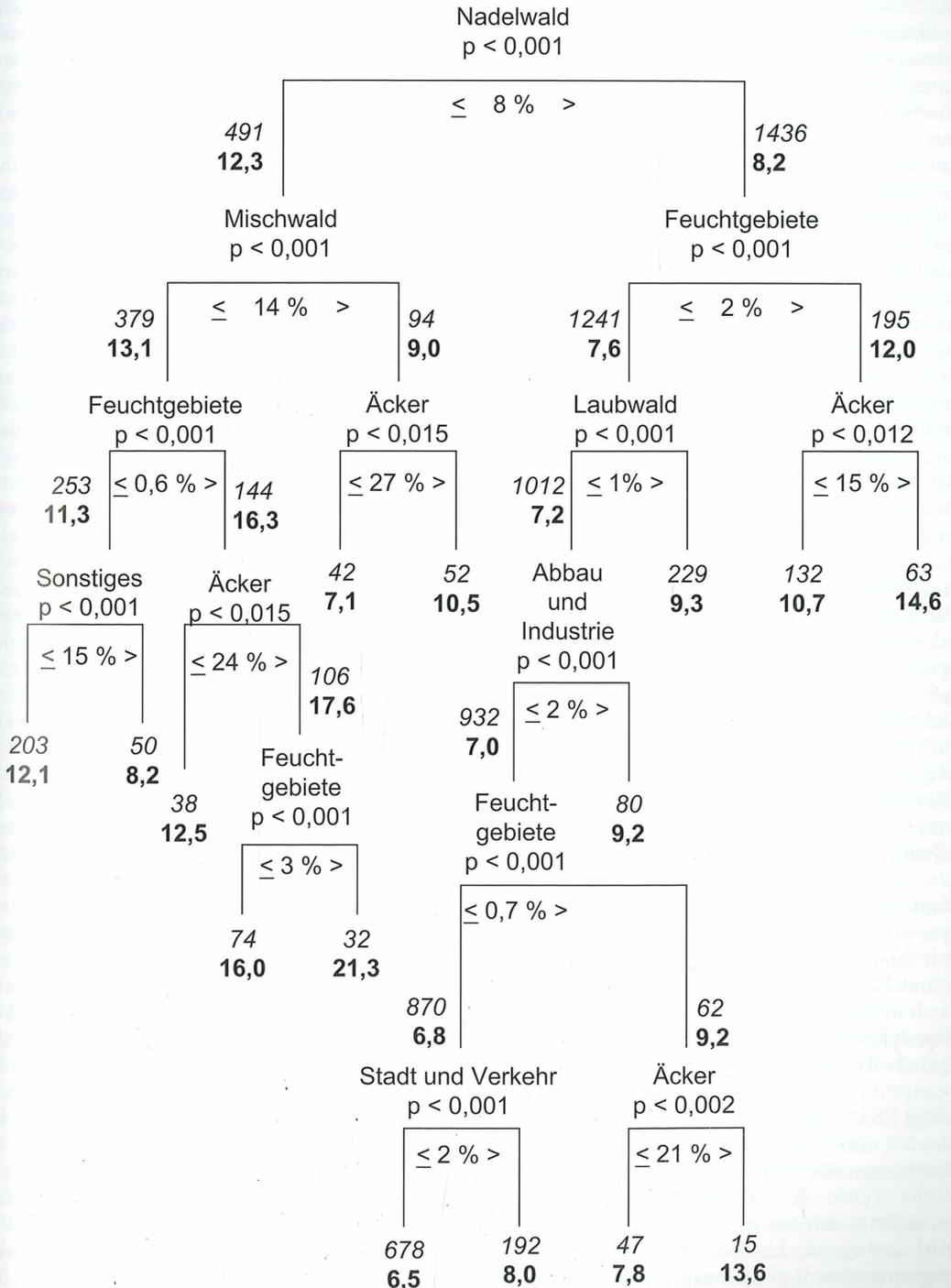


Abb. 6b. Regressionsbaum für gefährdete Arten (vgl. Abb. 6a). – *Classification tree for threatened bird species.***Gefährdete Arten**

sen. Von 97 Brutvogelarten im Stadtgebiet von Nürnberg (Veitengruber 1995) sind 42 Arten als Waldvögel und weitere 20 als Arten mit Bindung an Gebüsch oder zumindest einzelne Bäume einzustufen (zusammen 64 % des Artenspektrums). Typische „Siedlungsvögel“ (z. B. Mauersegler *Apus apus*, Hausrotschwanz *Phoenicurus ochruros*, Haussperling *Passer domesticus*) machen hier nur gut 10 % des Artenspektrums aus. Innerhalb der Brutvögel Bayerns halten die beiden Gilden Anteile von 44 % (Wald- und Gebüschvögel) bzw. 5 % (Siedlungsvögel). Der Unterschied dieser Anteile zwischen Stadt und Land ist nicht signifikant ($\chi^2 = 0,3$). Für das Stadtgebiet von Eisenach (Thüringen) konnte Mey (2005) von 1950 bis 2000 64 Brutvogelarten nachweisen, das waren 45 % des Artbestandes des Umlandes. Zu Anfang des 19. Jahrhunderts lag dieser Wert noch bei rund 28 %. 24 Arten unterschiedlichster ökologischer Gilden sind seitdem in den urbanen Bereich von Eisenach eingewandert, davon sind mit Ausnahme der Stockente *Anas platyrhynchos* alle zu Ende des 20. Jahrhunderts eingewanderten Arten Wald- und Gebüschvögel (Ringeltaube *Columba palumbus*, Elster *Pica pica*, Eichelhäher *Garrulus glandarius*, Rabenkrähe *Corvus corone*, Tannenmeise *Parus ater*, Sommergoldhähnchen *Regulus ignicapillus*, Wacholderdrossel *Turdus pilaris*, Feldsperling *Passer montanus*, Erlenzeisig *Carduelis spinus*, Birkenzeisig *Carduelis flammea*). Offensichtlich bieten unsere modernen Städte selbst für Waldvögel günstige Strukturen. Jedenfalls zeigen auch andere Untersuchungen dass die Dynamik der Vogelgemeinschaften in urbanen und ländlichen Lebensräumen sich wenig unterscheiden (Barrett et al. 2008).

Populationsdynamik in Städten. Unsere Analyse des Artenreichtums hat gezeigt, dass Städte mit ihrem vielfältigen Strukturangebot eine artenreiche Vogelwelt beherbergen können. Dennoch muss klar sein, dass insbesondere für größere Nichtsingvogelarten mit hohem Raumanpruch die Stadt nur in Ausnahmefällen Lebensraum für eine überlebensfähige Population bietet. So bereichern etwa Seeadler *Haliaeetus albicilla* und Kranich *Grus grus* mit jeweils 1–2 Brutpaaren die Avifauna des Stadtgebietes von Berlin (Otto & Witt 2002), sind aber als Einzelbrutpaare an die Anbindung an weitere Vorkommen im Umland angewiesen, die im angrenzenden Brandenburg beim Seeadler mit

etwa 130 Brutpaaren und beim Kranich mit bis zu 1900 Brutpaaren in einer Größenordnung des 100- bis 1000-fachen liegen (Ryslavý & Mädlow 2008).

Zwangsläufig schließt sich hier die Frage an, ob die in Städten lebenden Populationen aufgrund ihrer eigenen Nettofortpflanzungsrate allein überlebensfähig sind (die dann > 1 sein müsste; siehe auch Brandl & Pfeifer 1993). Hinweise, dass Stadtgebiete ungünstigere Lebensräume bieten, ergeben sich aus den Befunden zu geringeren Gelegegrößen, erhöhter Nestlingsmortalität und vor allem deutlich geringeren Nestlingsgewichten bei Kohlmeisen *Parus major* in Stadtbiotopen in Frankfurt am Main im Vergleich zu Kontrollflächen im Umland (Berressem et al. 1983). Die isolierte Stadtpopulation war allerdings dennoch in der Lage, sich selbst zu erhalten. Voraussetzung dazu ist aber, dass günstige Lebensräume (z. B. Stadtwälder) vorhanden sind, deren Populationsüberschuss benachbarte pessimale Stadtbiotope auffüllt (z. B. innerstädtische Parks; Berressem et al. 1983). Die Meta-Analyse von Chamberlain et al. (2009) zeigt für Singvögel als häufigste Unterschiede zwischen städtischen und ländlichen Lebensräumen einen früheren Legebeginn, geringere Gelegegröße, geringere Nestlingsgewichte und eine niedrigere Produktivität pro Brutversuch in städtischen Lebensräumen. Der häufig erwähnte Unterschied des Räubereinflusses (z.B. Gering & Blair 1999, Jokimäki et al. 2005) zeigt dagegen keine konsistenten Unterschiede zwischen städtischen und ländlichen Lebensräumen (Chamberlain et al. 2009). Als Schlüsselfaktor für den früheren Brutbeginn wird die Verfügbarkeit geeigneter Nahrung vermutet. Gute Futtermittellieferung der Altvögel im Winter und die höheren Temperaturen in der Stadt könnten den früheren Legebeginn verursachen. Die Gründe für die geringere Gelegegröße, das niedrigere Nestlingsgewicht und die geringere Produktivität sind weniger klar. Die überwiegend im Siedlungsraum betriebene Winterfütterung verbessert zwar die Überlebensrate überwinternder Altvögel, stellt aber bei erhöhtem Infektionsdruck (z. B. Salmonella typhimurium, Übersicht in Friend et al. 2001) höhere Anforderungen an die Immunkompetenz der Altvögel und zieht unter Umständen eine geringere individuelle Fitness nach sich. Für Amseln *Turdus merula* wurde auch eine erhöhte Parasitenbelastung in

städtischen Lebensräumen im Vergleich zum Umland nachgewiesen (Gregoire et al. 2002). Ferner könnte das Fehlen an energetisch hochwertiger Nahrung, etwa durch eine Desynchronisation von Schlupfzeitpunkt der Jungvögel und der Entwicklung von Insektenlarven, möglicherweise auch der erhöhte Anteil an Erstbrütern und Vögeln mit geringerer individueller Fitness an den Stadtpopulationen eine Rolle spielen (Chamberlain et al. 2009).

Resumee. Über Kontinente hinweg gibt es erstaunlicherweise eine Korrelation zwischen der Bevölkerungsdichte und der Artenvielfalt (Balmford et al. 2001, Araújo 2003, Gaston & Evans 2004, Evans et al. 2007). Solche Beziehungen haben aber zunächst nichts mit Urbanisierung zu tun, sondern zeigen nur, dass die räumlichen Muster der Artenvielfalt und Bevölkerungsverteilung durch einem gemeinsamen Faktor gesteuert werden (evtl. Produktivität, Balmford et al. 2001). Dabei liegen Städte häufig in begünstigten Gebieten, die von Natur aus artenreich sind (Kühn et al. 2002). Darüber hinaus bieten Stadtlandschaften aber auch oft mehr Raum für extensiv oder nicht genutzte Areale als die Agrarlandschaft. Städte sind damit aber nicht *per se* eine Komponente des Artenreichtums, sondern indirekt über die Verfügbarkeit verschiedener Lebensräume auf kleinem Raum mit einer Strukturvielfalt oft nährstoffarmer Flächen. Außerdem ist zu beachten, dass bei vielen Kartierungen (z. B. Veitengruber 1995, Otto & Witt 2002, Kelcey & Rheinwald 2005, Wichmann et al. 2009) die politischen Stadtgrenzen zu Grunde liegen, nicht die Grenze des bebauten Raumes. Somit schließen die Untersuchungen meist auch sehr naturnahe Bereiche wie Feuchtgebiete oder Wälder und damit Lebensräume für Arten, die nicht unmittelbar der bebauten Stadt zuzuordnen sind, mit ein. Noch recht wenig bekannt sind Nettoreproduktionsraten von Stadtpopulationen im Vergleich zu solchen des Umlandes und damit die Frage nach den Source- oder Sinkhabitaten einzelner Arten (Chamberlain et al. 2009). Hinzu kommt, dass die verschiedenen Vogelarten mit ihren unterschiedlichen ökologischen Strategien in äußerst unterschiedlichem Ausmaß von der städtischen Situation profitieren können. Zumindest für Großvögel steht fest, dass die städtischen Populationen für eine dauerhafte Erhaltung der Bestände zu klein sind und von den Populationen des Umlandes abhängen. Stadtnatur kann daher

Vogelschutz auf der Fläche nicht ersetzen, ihn aber durchaus ergänzen.

Zusammenfassung

Unter Verwendung des Datenmaterials aus der Kartierung der Brutvögel Bayerns 1996–1999 und den Daten aus dem Projekt CORINE konnten auf 1927 Quadranten von durchschnittlich 33,9 km² die Vorkommen von 208 Brutvogelarten (alle Nachweiskategorien) mit 9 Landnutzungsformen in Zusammenhang gebracht werden. Viele für Vögel bedeutsame Lebensräume machen nur kleine Flächenanteile der Quadranten aus. Zudem zeigt sich, dass der Anteil von Stadt- und Verkehrsflächen sowie von Abbau und Industrie einen positiven Einfluss auf die Artenvielfalt nicht gefährdeter aber auch gefährdeter Arten hat. In urban und industriell geprägten Lebensräumen sind auch baum- und straubewohnende Vogelarten mit zahlreichen Arten vertreten. Dies sagt jedoch noch nichts über die Qualität der Lebensräume, die individuelle Fitness der Individuen und die langfristige Überlebensfähigkeit der Populationen aus.

Dank. Wir danken der Staatlichen Vogelschutzwarte Garmisch-Partenkirchen am Bayerischen Landesamt für Umwelt, namentlich Günter von Lossow und Ingrid Geiersberger für die unkomplizierte Art und Weise, in der uns die digitalen Daten zur Verfügung gestellt wurden, Bernhard Förster für Hilfe bei der GIS Analyse. Dr. Einar Bezzel (Garmisch-Partenkirchen) und Dr. Fränzi Korner-Nievergelt (Sempach) haben die Arbeit kritisch gelesen. Nicht zuletzt gilt unser Dank den vielen Kartierern am Brutvogelatlas Bayern, ohne deren Tätigkeit die flächendeckenden Daten nicht vorhanden und diese Analyse nicht möglich gewesen wäre.

Literatur

- Araújo, M.B. (2003): The coincidence of people and biodiversity in Europe. *Global Ecol. Biogeogr.* 12: 5-12.
- Balmford, A., J. L. Moore, T. Brooks, N. Burgess, L. A. Hansen, P. Wikkiams & C. Rahbek (2001): Conservation conflicts across Africa. *Science* 291: 2616-2619.
- Barrett, K., C. M. Romagosa & M. I. Williams (2008) Long-term bird assemblage trends in areas of high and low human population

- density. *Research Letters in Ecology* DOI: 10.1155/2008/202606.
- Bayerisches Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz (2005): Rote Liste der gefährdeten Tiere und Gefäßpflanzen Bayerns. Kurzfassung. München.
- Berressem, K. G., H. Berressem & K.-H. Schmidt (1983): Vergleich der Brutbiologie von Höhlenbrütern in innerstädtischen und stadtfernen Biotopen. *J. Ornithol.* 124: 431-445.
- Bezzel, E. & H. Ranftl (1996): Abhängigkeit der Artenvielfalt von Land- und Forstwirtschaft: eine Statusübersicht am Beispiel der Vögel Bayerns. *Ornithol. Anz.* 35: 49-74.
- Bezzel, E. (1982): Vögel in der Kulturlandschaft. Verlag E. Ulmer, Stuttgart.
- Bezzel, E. (2001): Bleibt nur der Spatz in der Hand? Vögel in der Planungslandschaft 2000. *J. Ornithol.* 142 (Sonderheft): 160-171.
- Bezzel, E., F. Lechner & H. Ranftl (1980): Arbeitsatlas der Brutvögel Bayerns. Kilda-Verlag, Greven.
- Bezzel, E., I. Geiersberger, G. v. Lossow & R. Pfeifer (2005): Brutvögel in Bayern. Verbreitung 1996 bis 1999. Verlag E. Ulmer, Stuttgart.
- Bjornstad, O.N. & W. Falck (2001): Nonparametric spatial covariance functions: estimation and testing. *Environmental and Ecological Statistics* 8: 53-70.
- Blair, R. B. (1996) Land use and avian species diversity along an urban gradient. *Ecological Applications* 6: 506-519.
- Brandl, R. & R. Pfeifer (1993): Brachvogel und Rebhuhn: vom Kulturfolger zum Kulturflüchter. In: *Dynamik von Flora und Fauna: Artenvielfalt und ihre Erhaltung*. Bayerische Akademie der Wissenschaften, pp. 115-125.
- Brunzel, S., S. F. Fischer, J. Schneider, J. Jetzkowitz & R. Brandl (2009): Neo- and archaeophytes respond more strongly than natives to socio-economic mobility- and disturbance patterns along an urban-rural gradient. *Journal of Biogeography* 36: 835-844.
- Chamberlain, D. E., A.R. Cannon, M. P. Toms, D. I. Leech, B. J. Hatchwell & K. J. Gaston (2009): Avian productivity in urban landscapes: a review and meta-analysis. *Ibis* 151: 1-18.
- Ellenberg, H. (1986): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*. Verlag E. Ulmer, Stuttgart.
- Evans, K.L., H.J. D. Greenwood & K.J. Gaston (2007): The positive correlation between avian species richness and human population density in Britain is not attributable to sampling bias. *Global Ecol. Biogeogr.* 16: 300-304.
- Friend, M., R. G. McLean, F. J. Dein (2001): Disease emergence in birds: challenges for the twenty-first century. *Auk* 118: 290-303.
- Gaston, K. J. & K. L. Evans (2004): Birds and people in Europe. *Proc. R. Soc. Lond. B* 271: 1649-1655.
- Gaston, K.J. (2000). Global patterns in biodiversity. *Nature* 405: 220-227
- Gatter, W. (2000): Vogelzug und Vogelbestände in Mitteleuropa. Aula-Verlag, Wiebelsheim.
- Gering, J. C. & R. B. Blair (1999) Predation on artificial bird nests along an urban gradient: predation risk or relaxation in urban environments. *Ecography* 22: 532-541.
- Gregoire, A., B. Faivre, P. Heeb & F. Cézilly (2002): A comparison of infestation patterns by Ixodes ticks in urban and rural populations of the Common Blackbird *Turdus merula*. *Ibis* 144: 640-645.
- Haarmann, K. & P. Pretschner (1981): Die Feuchtgebiete internationaler Bedeutung in der Bundesrepublik Deutschland. Vogelkundliche Bibliothek, Kilda-Verlag, Greven.
- Hagemeijer, W. J. M. & M. J. Blair (1998): The EBCC-Atlas of European Breeding Birds. TAD Poyser, London.
- Hothorn, T., K. Hornik & A. Zeileis (2006): party: A Laboratory for Recursive Part(y)itioning. www.r-project.com
- Jokimäki, J., M.-L. Kaisanlathi-Jokimäki, A. Sorace, E. Fernández-Juricic, I. Rodríguez-Prieto & M. D. Jimenez (2005): Evaluation of the "safe nesting zone" hypothesis across an urban gradient: a multi-scale study. *Ecography* 28: 59-70.
- Kelcey, J. G. & G. Rheinwald (2005): *Birds in European Cities*. Ginster-Verlag, St. Katharinen.
- Korkisch, E. (1992): *Landschaftsraum und Siedlungsgestaltung*. Schriftenreihe der Fachhochschule Weihenstephan, Fachbereich Landespflege.
- Kühn, I., R. Brandl & S. Klotz (2004): The flora of German cities is naturally species rich. *Evolutionary Ecology Research* 6: 749-64.

- McKinney M.L. (2002): Urbanization, biodiversity, and conservation. *BioScience* 52: 883-890.
- Mey, E. (2005): Über Veränderungen in der Vogelfauna der westthüringischen Stadt Eisenach und seiner Umgebung während der letzten 200 Jahre. *Anz. Ver. Thüring. Ornithol.* 5: 129-172.
- Miller, J. R. & R. J. Hobbs (2002). Conservation where people live and work. *Conservation Biology* 16: 330-337.
- Milne, P. (2006): Where to Watch Birds. *World Cities: The Essential Guide to Finding Birds in the Major Cities of the World*. Helm, A&C Black Publishers.
- Moning, C. & C. Wagner (2005): Vögel beobachten in Süddeutschland. Die besten Beobachtungsgebiete zwischen Mosel und Watzmann. *Kosmos-Naturführer*, Stuttgart.
- Müller, J., & T. Hothorn (2004): Maximally selected two-sample statistics as a new tool for the identification and assessment of habitat factors with an application to breeding-bird communities in oak forests. *Eur. J. Forest Res.* 123: 219-228.
- Nitsche, G. & H. Plachter (1987): Atlas der Brutvögel Bayerns 1979 – 1983. *Ornithol. Gesellschaft Bayern und Bayer. Landesamt für Umweltschutz*, München.
- Otto, W. & K. Witt (2002): Verbreitung und Bestand Berliner Brutvögel. *Berliner ornithologischer Bericht*, Bd. 12, Sonderheft.
- Pelchen, H. (1998): Aus dem Verhalten verstädterter Kolbenenten *Netta rufina* am Kleinhesseloher See in München. *Ornithol. Anz.* 37: 46-54.
- RDevelopment Core Team (2004): R: a language and environment for statistical computing. Vienna, Austria. www.R-project.org.
- Reichholf, J. (1980): Die Arten-Areal-Kurve bei Vögeln in Mitteleuropa. *Anz. ornithol. Ges. Bayern* 29: 164-166.
- Reichholf, J. (2007): *Stadtnatur*. Ökom-Verlag, München.
- Richter, G. (1981): *Handbuch Stadtgrün. Landschaftsarchitektur im städtischen Freiraum*. BLV-Verlag, München.
- Ryslavy, T. & W. Mädlow (2008): Rote Liste der Brutvögel des Landes Brandenburg 2008. *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg* 17: 1-107.
- Sabathy, E. (1998): Zum Vorkommen der Zwergrohrdommel (*Ixobrychus minutus*) in Wien unter Berücksichtigung methodischer Aspekte der Bestandserfassung. *Egretta* 41: 67-89.
- Savard, J.-P., P. Clergeau & G. Mennechez (2000) Biodiversity concepts and urban ecosystem. *Landscape and Urban Planning* 48: 131-142.
- Stadler, J., A. Trefflich, S. Klotz & R. Brandl (2000): Exotic plant species invade diversity hotspots: The alien flora of north-west Kenya. *Ecography* 23: 169-176.
- Storch, D., P. A. Marquet & J. H. Brown (2007): Scaling biodiversity. *Cambridge University Press*, Cambridge.
- Tobler, W. (1970): A computer movie simulating urban growth in the Detroit region. *Economic Geography* 46: 234-240.
- Veitengruber, A. (1995): Verbreitung und Bestandsentwicklung der Vögel im Stadtgebiet von Nürnberg. *Ornithol. Anz.* 34: 39-51.
- Wichmann, G., M. Dvorak, N. Teufelbauer & H.-M. Berg (2009): *Die Vogelwelt Wiens. Atlas der Brutvögel*. Verlag des Naturhistorischen Museum Wien, Wien.

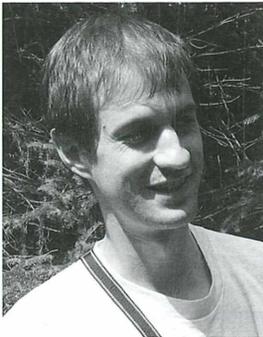
Eingereicht am 3. Juli 2009

Revidierte Fassung eingereicht am 12. Juli 2009

Angenommen am 23. Juli 2009



Robert Pfeifer, Jg. 1963, Dipl.-Ing. (FH) Landespflege, Generalsekretär der OG, Ornithologische Interessensschwerpunkte: Biogeografie, Avifaunistik, Vogel-Umwelt-Beziehungen.



Dr. Jörg Müller, Jg. 1973, Diplomforstwirt, Zoologe im Nationalpark Bayerischer Wald, Beirat der OG, Forschungsschwerpunkt: Artenvielfalt im Wald, Landnutzung und Naturschutz.



Dr. Jutta Stadler, Jg. 1964, Diplombiologin, Mitarbeiterin Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung UFZ, Department Biozönoseforschung, Forschungsschwerpunkt: Artenvielfalt und Landnutzung.

Prof. Dr. Roland Brandl, Jg. 1956, Diplombiologe, Professor für Allgemeine Ökologie und Tierökologie an der Universität Marburg, Beirat der OG, Forschungsschwerpunkt: Ökologie und Biogeografie.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Ornithologischer Anzeiger](#)

Jahr/Year: 2009

Band/Volume: [48_2](#)

Autor(en)/Author(s): Pfeifer Robert, Müller Jörg, Stadler Jutta, Brandl Roland

Artikel/Article: [Welchen Einfluss haben urbane Lebensräume auf die Artenvielfalt? Eine quantitative Analyse am Beispiel der Vogelwelt Bayerns 126-142](#)