

Inhaltsverzeichnis / Contents

Teil I / Part I (deutsch): Biologische Vielfalt und Städte.....	4
Part II / Teil II / (english): Biological Diversity and Cities	52
Anhang - Literaturliste / Appendix – Literature	95

**Teil I / Part I (deutsch):
Biologische Vielfalt und Städte**

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis.....	5
Vorworte.....	6
1 Einführung.....	8
1.1 Definitionen.....	10
1.1.1 Biologische Vielfalt – Biodiversität.....	10
1.1.1.1 Artenvielfalt und Artenreichtum.....	10
1.1.2 Einheimische und eingeführte Arten.....	11
1.1.3 Städte und Verstädterung (Urbanisierung).....	12
1.1.4 Biologische Vielfalt in städtischen Räumen.....	14
2 Städte als Orte biologischer Vielfalt.....	15
2.1 Flora.....	17
2.1.1 Flora – quantitativ.....	18
2.1.2 Flora – Zusammensetzung und Veränderungen.....	19
2.2 Fauna.....	21
2.2.1 Allgemeines.....	21
2.2.2 Vögel.....	22
2.2.3 Säugetiere.....	23
2.2.4 Herpetofauna.....	25
2.2.5 Fische.....	25
2.2.6 Arthropoden.....	26
3 Stadtstrukturen und biologische Vielfalt.....	28
3.1 Landschaftsebene.....	28
3.1.1 Landschaftsraum (Matrix, landschaftlicher Kontext).....	28
3.1.2 Städtische Strukturen (städtische Matrix).....	30
3.1.3 Stadt-Umland-Gradienten.....	32
3.2 Habitatebene.....	33
3.2.1 Habitatstrukturen.....	34
3.2.2 Habitatgröße.....	35
3.2.3 Habitatalter.....	36
3.2.4 Habitatvernetzung.....	37
4 Auswirkungen von Stadtentwicklungen auf die biologische Vielfalt.....	40
4.1 Global und Länder.....	40
4.2 Regionale und städtische Ebene.....	42
4.3 Stadthabitate.....	44
5 Biologische Vielfalt und Stadtbewohner.....	46
5.1 Sozio-ökonomische Faktoren und biologische Vielfalt.....	46
5.1.1 Sozialräumliche Zusammenhänge (Flächen und Einwohner).....	46
5.1.2 Privathaushalte und individuelles Verhalten.....	48
5.2 Wahrnehmung und Erfahrung mit biologischer Vielfalt.....	49
Anhang – Literaturliste / Appendix - Literature.....	95

Vorwort

Mit der Annahme der Entscheidung IX/28 – 'Förderung der Einbindung von Städten und lokalen Behörden' - auf der 9. Vertragsstaatenkonferenz der Konvention über die biologische Vielfalt (COP 9) wurde auf internationaler Ebene die Bedeutung der Städte und lokalen Behörden bei der Erreichung der Ziele der CBD bestätigt. Auf nationaler Ebene fanden urbane Landschaften in Deutschland bereits Eingang in die Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt, welche im November 2007 vom Bundeskabinett beschlossen wurde.

Dabei ist das Verhältnis zwischen biologischer Vielfalt und urbanen Räumen bekanntermaßen ambivalent. Zum einen bieten strukturreiche Städte vielen Tier- und Pflanzenarten einen Lebens- und Rückzugsraum und die Ausstattung mit Grünstrukturen bestimmt wesentlich die Lebensqualität in den Städten. Zudem ermöglicht Stadtnatur vielen Menschen den einzigen direkten Kontakt mit Natur und biologischer Vielfalt. Andererseits stellen die Urbanisierung und das ungebremsste Wachstum von Städten eine der Hauptgefährdungsursachen für die biologische Vielfalt dar. Entsprechend schwer fällt daher derzeit eine allgemeine Beurteilung urbaner Räume im Hinblick auf die biologische Vielfalt. Auf jeden Fall darf diese auch in Siedlungsbereichen nicht nur auf die Artebene reduziert werden, sondern es bedarf einer komplexeren Betrachtung. Auch gestalten sich im Einzelfall die Entscheidungsfindung und die Abwägung im Verhältnis der Zielsetzungen von baulicher Entwicklung und Naturschutz schwierig.

Aufgabe einer praxisorientierten Wissenschaft ist es, wichtige Informationen und Grundlagen für politische Entscheidungen bereitzustellen. Im Themenbereich Städte und Biodiversität existieren zwar bereits zahlreiche Veröffentlichungen über Untersuchungen und Bestandsaufnahmen der Pflanzen- und Tierwelt und ihrer Lebensräume in den Städten. Für die fachliche und politische Diskussion um die Rolle urbaner Räume für die Erhaltung der Biodiversität fehlte allerdings bisher eine qualifizierte Übersicht über den weltweiten aktuellen Stand des Wissens.

Diese Lücke zu füllen ist Ziel der vorliegenden Veröffentlichung. Mit der Übersichtsstudie wird eine fachliche Basis und Diskussionsgrundlage über die Bedeutung, die Erhaltung und die Sicherung der biologischen Vielfalt in Städten zur Verfügung gestellt. Gleichzeitig leistet diese Studie einen Beitrag zur Unterstützung der deutschen Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt.

Die vorliegende Studie umfasst eine Bibliographie mit über 600 aktuellen Veröffentlichungen zum Thema biologische Vielfalt und Städte. Es wird deutlich, dass trotz der mittlerweile großen Anzahl von Publikationen viele Fragen noch ungeklärt sind bzw. neu aufgeworfen werden. Die Ergebnisse der Literaturlauswertung unter verschiedenen Blickwinkeln (u. a. Städte als Orte biologischer Vielfalt sowie Auswirkungen von Stadtstrukturen und Stadtentwicklungsprozessen auf die biologische Vielfalt) zeigen daher auch vorhandene Kenntnislücken auf. Diese gilt es zu schließen, um auf fundierter Grundlage Grundsätze lokalen und regionalen Handelns in Städten und Ballungsräumen sowie konkrete Anforderungen an Stadtentwicklung und -planung zum Schutz der biologischen Vielfalt formulieren zu können.

Prof. Dr. Beate Jessel

Präsidentin des Bundesamtes für Naturschutz

Vorwort der Autoren

Die vorliegende Übersichtsstudie mit der über 600 Titel umfassenden Bibliographie im Anhang berücksichtigt fast ausschließlich aktuelle Veröffentlichungen, welche ab dem Jahr 2000 zum Thema biologische Vielfalt und Stadt erschienen sind. In dieser Studie geht es weder grundsätzlich um Stadtökologie noch generell um Natur in der Stadt. Die Beschränkung auf den Gesichtspunkt biologische Vielfalt und dabei weitgehend auf die Bereiche Artenreichtum und Artenvielfalt erfolgte bewusst, um die Studie zu begrenzen. Es geht nicht um die Vermittlung grundlegender Kenntnisse und die Präsentation entsprechender Literatur, die vielfach schon seit den 1980er Jahren publiziert worden ist, sondern es werden aktuell diskutierte Fragestellungen in den Vordergrund gestellt. Grundlegende Erkenntnisse zum Auftreten, Verhalten und zu den ökologischen Ansprüchen von Pflanzen und Tieren in der Stadt kann einschlägigen Büchern entnommen werden, die in der Einleitung zitiert werden. Schließlich wird nicht der Versuch unternommen, die unüberschaubare Menge an lokalen Studien widerzuspiegeln. Stattdessen werden überwiegend Beiträge betrachtet, die sich bereits in allgemeiner Form oder zusammenfassend mit Fragen des Verhältnisses zwischen biologischer Vielfalt und Städten befassen.

Die vorliegende Studie strebt an, einen globalen Überblick über die Thematik zu geben. Die Realität zeigt jedoch, dass weiterhin vor allem europäische und nordamerikanische Veröffentlichungen das Bild zum Thema biologische Vielfalt und Städte prägen. Die Literaturlauswertung erfolgte unter verschiedenen Blickwinkeln (u. a. Städte als Orte biologischer Vielfalt, Stadtstrukturen, Stadtentwicklungsprozesse). Bemerkenswert ist, dass trotz der mittlerweile großen Anzahl von Publikationen viele Fragen eher angerissen als geklärt sind und deswegen nicht immer konkrete Antworten angeboten werden können. Die Übersichtsstudie zeigt auch den Bedarf nach methodischer Weiterentwicklung und nach Forschungsprojekten, die räumlich und zeitlich vergleichende Studien ermöglichen. Dazu ist es notwendig, dass sich die internationale Forschungsgemeinschaft über ein entsprechendes Vorgehen verständigt. Erst dann wird es möglich sein, nicht nur die Grundsätze lokalen und regionalen Handelns in Städten und Ballungsräumen benennen zu können, sondern auch die Notwendigkeiten, die in Planung und Stadtentwicklung umzusetzen sind. Dabei wird es darauf ankommen, die Menschen, die in den Städten leben, sowohl von der wissenschaftlichen als auch von der planerischen und praktischen Seite nicht nur mitzunehmen, sondern auch als die wesentlichen Akteure zu verstehen und einzubeziehen.

Zum Abschluss möchten wir uns bei allen bedanken, die zum Gelingen dieser Übersicht und Bibliographie beigetragen haben. Insbesondere danken wir dem Bundesamt für Naturschutz für die Förderung des Projektes, dabei namentlich vor allem Herrn Torsten Wilke und Frau Alice Kube für die Unterstützung sowie die fachliche Begleitung. Herrn Prof. Dr. Herbert Sukopp danken wir für die kritische Durchsicht des Manuskripts und für die zahlreichen hilfreichen Hinweise während des Projektes. Zahlreichen Teilnehmern der internationalen CONTUREC-Konferenz „Urban Biodiversity & Design“ im Mai 2008 in Erfurt danken wir für ihre Diskussionsbeiträge und Literaturhinweise. Letztlich hätte ohne die Unterstützung von Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern des Instituts Wohnen und Umwelt dieser Text nicht erstellt werden können; exemplarisch herausgreifen möchten wir Herrn Reda Hatteh für die kurzfristige Drucklegung der Konferenzversion der Bibliographie, Frau Andrea Soeder für die bibliothekarische Betreuung des Projektes und Frau Ilona Scholz für die kritische Durchsicht des Textes nach Tipp- und Grammatikfehlern.

Peter Werner

Rudolf Zahner

1 Einführung

Seit Mitte der 1980er Jahre und mit der Verabschiedung des Übereinkommens über die biologische Vielfalt in Rio de Janeiro 1992 auch politisch auf breiter Basis manifestiert, ist weltweit gesehen der Erhalt der biologischen Vielfalt das zentrale Thema des Naturschutzes (UNEP 1995). Dem städtischen Raum wird dabei in mehrererlei Hinsicht eine Schlüsselrolle eingeräumt.

Urbanisierung wird mit seinen direkten und indirekten Effekten als eine der Hauptursachen für die Gefährdung der globalen biologischen Vielfalt angesehen (McKinney 2002, Olden et al. 2006). Auf der lokalen Ebene verändern Städte Landschaften in weitaus extremerer Art und Weise als es bei anderen Landnutzungsformen der Fall ist. Städtische Nutzungen und deren Infrastruktur ersetzen natürliche Landschaften oder agrarische Kulturlandschaften nahezu vollständig. Es kommt zu einer extremen Umgestaltung der Vegetation, die bis hin zu einem Totalverlust reichen kann. Das Artenspektrum der lokalen Pflanzen- und Tierwelt wird komplett verändert (Shochat et al. 2006). Für alle Kontinente wird auf Grund des fortgesetzten Anwachsens der städtischen Bevölkerung und des weltweiten Bruttosozialproduktes eine weitere Zunahme des Urbanisierungsdruckes erwartet (Araujo et al. 2008). Das Jahr 2007 stellt einen historischen Wendepunkt dar, denn seit diesem Jahr lebt mehr als die Hälfte der Menschheit in städtischen Siedlungsräumen (CBD 2007). Die Sensibilität gegenüber Umweltproblemen wird wesentlich durch Wahrnehmungen von Natur in der alltäglichen Umgebung beeinflusst (Savard et al. 2000). Der Erhalt der biologischen Vielfalt muss sich aus diesen Gründen verstärkt dem städtischen Raum zuwenden (Miller & Hobbs 2002).

Das Verständnis über die Zusammenhänge zwischen biologischer Vielfalt und Städten bzw. Stadtentwicklung ist trotz vielfältiger Studien und Veröffentlichungen noch bruchstückhaft (Chace & Walsh 2006) und bedarf systematischer Ergänzungen (Kinzig et al. 2005, Shochat et al. 2006b). Auf der anderen Seite darf nicht übersehen werden, dass vielfältige grundlegende Kenntnisse, die allerdings vor allem für den mitteleuropäischen Raum gelten, bereits seit den 1980er Jahren vorliegen, zum Beispiel dargestellt im Review von Sukopp & Werner (1982). Seitdem ist eine große Anzahl neuer Studien hinzugekommen. In mehreren Bibliographien listen Sukopp et al. (1986 bis 2000) insgesamt mehr als 6.500 Veröffentlichungen zu stadtoökologischen Themen und Naturschutzthemen im besiedelten Bereich auf, die sich größtenteils auf deutschsprachige Publikationen beschränken. Allein in Italien wurden bis 1988 über 600 Artikel zu Vögeln in der Stadt publiziert (Dinetti 1994 zitiert in Heywood 1996). McKinney (2008) fand unter der Schlagwortkombination „urban“, „species“ und „diversity“ bzw. „richness“ im Web of Science und in den Biological Abstracts mehr als 2.000 Publikationen. Von zahlreichen Großstädten der Nordhemisphäre, z. B. Berlin, London, New York, liegen mehrere hundert Studien und Veröffentlichungen über Vorkommen und Verbreitung von Pflanzen und Tieren vor, die teilweise einen Zeitraum von mehreren Jahrhunderten abdecken (Sukopp 2002).

Das Problem ist weder die geringe Zahl von Dokumentationen, wie einige Autoren meinen (Niemelä 1999, Tait et al. 2005), noch das mangelnde Verständnis über die Verbreitung einzelner Taxa in den verschiedenen Städten, denn diese sind zum Teil sehr genau dokumentiert. Hier beispielhaft herausgegriffen die zahlreichen Arbeiten von Stephen Harris über den Rotfuchs *Vulpes vulpes* (e. g. Harris & Baker 2001) oder von Ingo Kowarik über den Götterbaum *Ailanthus altissima* (Kowarik & Säumel 2007). Das Problem ist, dass die Komplexität der Einflussfaktoren und die räumliche und zeitliche Dynamik von Städten (Andersson 2006)

keine einfachen Zugänge und Erklärungsmöglichkeiten über die kausalen Beziehungen zwischen biologischer Vielfalt und Städten zulassen (Kinzig et al. 2005). Auf der globalen Ebene führt die Verschiedenheit der historischen und aktuellen Stadtentwicklungsprozesse sowie der geografischen und naturräumlichen Gegebenheiten auf den verschiedenen Kontinenten zu ganz unterschiedlichen Situationen in der Entwicklung der Artenvielfalt in den verschiedenen Städten.

Die methodischen Unterschiede der verschiedenen Studien lassen bei vergleichenden Auswertungen von einer größeren Anzahl von Städten vielfach nur holzschnittartige Aussagen zu (Pysek 1998, Werner 2007, McKinney 2008). Historische Vergleiche über die Entwicklung der Pflanzen- und Tierwelt über mehrere Jahrzehnte oder Jahrhunderte hinweg unterliegen ebenfalls der Einschränkung, dass wegen methodischer Probleme nur bedingt gute und verlässliche Vergleiche möglich sind (Clemants & Moore 2005). Die meisten Studien bilden nur einen aktuellen Zeit- und Raumausschnitt ab, so dass deren Aussagefähigkeit in Bezug auf den Zusammenhang zwischen Stadtentwicklungsprozessen und Artenvielfalt deutlich eingeschränkt ist. Es fehlt an Studien, welche die Entwicklung von Arten-Areal-Beziehungen einzelner städtischer Habitate oder Stadträume über längere Zeiträume analysieren (Tait et al. 2005).

Darüber hinaus treten eine Reihe von „Ungenauigkeiten“ auf, die vergleichende Auswertungen und die Übertragbarkeit von Ergebnissen erschweren. Begriffe wie Urbanisierungsgrad werden nicht genau genug umschrieben. Zum Beispiel wird ein Stadtpark per se als „less extreme level of urbanisation“ bezeichnet (Shochat et al. 2006), was so nicht unbedingt zutreffend ist (vgl. Kap. 1.1.3). Einzelne Beschreibungen über die Artenvielfalt in einer Stadt beschränken sich nur auf die einheimischen Arten, andere zählen kultivierte Arten mit hinzu (Ma & Liu 2003). Maßstabsebenen variieren (Clergeau et al. 2006a) genauso wie die Abgrenzung von Stadträumen (z. B. eine rein administrative Abgrenzung, die das Umland einschließt, dies ist bei vielen Stadtfloren der Fall, oder es werden nur Siedlungsflächen einschließlich Stadtränder berücksichtigt oder letztlich nur das engere zentrale dicht bebaute Stadtgebiet) und andere Punkte mehr. Aus diesem Grunde erscheint es unbedingt notwendig, dass sich die wissenschaftliche Gemeinschaft auf Standards in den Bestandsaufnahmen und in der Darstellung von Ergebnissen einigt, um solide Vergleichbarkeiten über einzelne Städte hinaus zu ermöglichen.

Die vorliegende Übersichtsstudie berücksichtigt fast ausschließlich aktuelle Literatur, also Veröffentlichungen, die seit dem Jahre 2000 erschienen sind. Vereinzelt werden auch Publikationen vom Ende der 1990er Jahre und in sehr seltenen Fällen auch aus früheren Jahren zitiert, wenn dies für die Darstellung von bestimmten Sachverhalten notwendig erscheint. Das Review orientiert sich entsprechend der ausgewerteten Literatur an aktuellen Fragestellungen und behandelt das Thema biologische Vielfalt und Städte im engeren Sinne. Es wiederholt weder grundlegende Darstellungen, wie sie in dem bereits oben zitierten Review von Sukopp & Werner 1982 oder bei Gilbert 1989 und Klausnitzer 1993 zu finden sind, noch geht das Review auf die Vielfalt stadtoökologischer Forschungsergebnisse ein, wie sie zum Beispiel im Lehrbuch von Sukopp & Wittig 1998 oder in den zahlreichen Veröffentlichungen der LTER (Long Term Ecological Research)-Projekte publiziert worden sind (z. B. Alberti 2003, 2008, McDonnell et al. 1997, Grimm et al. 2000, Pickett et al. 1997, 2001, 2006). Natürlich lassen auch diese Publikationen in vielfältiger Weise Rückschlüsse auf Zusammenhänge zwischen biologischer Vielfalt und den ökologischen Faktoren einer Stadt zu bzw. gehen auch mehr oder weniger direkt darauf ein.

Der Einleitungsteil der Übersichtsstudie wird mit Definitionen abgeschlossen, um von vornherein zu klären, was mit den verwendeten Begriffen gemeint ist bzw. wie diese interpretiert werden. Hier sei vorweggenommen, dass in dieser Übersicht biologische Vielfalt im Wesentlichen auf der Artebene – also in Bezug auf das Vorkommen und die Verbreitung von Pflanzen- und Tierarten in städtischen Siedlungsräumen – betrachtet wird. Fast alle zitierten Untersuchungen sind in Großstädten, das heißt in Städten mit mehr als 100.000 Einwohnern durchgeführt worden. Folglich bedeutet das, wenn hier von städtischen Siedlungsräumen die Rede ist, dann handelt es sich eigentlich um Großstadträume.

Das Kapitel 2 gibt eine aktuelle Bestandsaufnahme über das Vorkommen von Pflanzen und der verschiedenen Tiergruppen auf der Ebene einer Gesamtstadt wieder, es ist eine Art Ist-Darstellung über das quantitative und qualitative Vorkommen von Arten. Das Kapitel 3 greift das Thema Strukturen auf und das Kapitel 4 die Zusammenhänge von biologischer Vielfalt zu Stadtentwicklungsprozessen. Damit wird die in der Ökologie verwendete klassische Unterteilung von Strukturen (patterns) und Funktionen (processes) aufgegriffen. Das Kapitel 5 geht auf die Besonderheit ein, dass Städte nicht nur ökologische sondern vor allem auch sozioökonomische Systeme sind und es demzufolge sehr direkte Zusammenhänge zur biologischen Vielfalt gibt.

1.1 Definitionen

1.1.1 Biologische Vielfalt – Biodiversität

Biologische Vielfalt wird hier entsprechend der Definition des Millennium Ecosystems Assessment (MEA) 2005 verwendet, die wiederum auf dem Übereinkommen über die biologische Vielfalt von 1992 basiert.

Biologische Vielfalt – verkürzt als Biodiversität bezeichnet – kann ganz allgemein als die Vielfalt des Lebens auf der Erde bezeichnet werden. Biodiversität umfasst viele Komponenten, wie Gene, Arten, Populationen und ökologische Systeme, und berücksichtigt alle geographischen Maßstäbe von der lokalen bis hin zur globalen Ebene (MEA 2005).

Um biologische Vielfalt umfassend zu beschreiben, müssten alle genannten Komponenten berücksichtigt werden. In der Praxis jedoch, und das spiegeln natürlich auch die Veröffentlichungen zum Thema Biodiversität und Städte wider, ist die Artenvielfalt die Hauptkomponente, über welche die Entwicklung von biologischer Vielfalt auf den verschiedensten Skalenebenen dargestellt und bewertet wird.

Das Konzept Biodiversität umfasst mehrere Dimensionen. Es schließt als Gesamtkonzept neben der wissenschaftlichen Dimension sowohl die ökonomische als auch ethische Dimension mit ein (Piechocki 2007). In der hier vorliegenden Studie wird sich auf die wissenschaftliche Dimension, das heißt auf die Auswertung von biologischer und ökologischer Literatur zu dem Thema beschränkt.

1.1.1.1 Artenvielfalt und Artenreichtum

Artenvielfalt kann in verschiedenster Form dargestellt werden, wobei unterschiedlichste Indizes zur Verfügung stehen, um Artenvielfalt auf verschiedenen Maßstabsebenen zu beschreiben. In zahlreichen Fällen wird nicht zwischen Artenreichtum und Artenvielfalt unterschieden (Spellerberg & Fedor 2003), denn die Artenvielfalt schließt neben der Auflistung der reinen Anzahl von Taxa die Darstellung von Abundanzen und deren Gewichtung mit ein. Im

Folgendes wird eine kurze Zusammenstellung der Definitionen und Indizes wiedergegeben, die in der ausgewerteten Literatur am häufigsten Verwendung finden.

α -, β -, γ -Diversität: Hier wird sich vielfach auf die Definitionen von Whittaker 1975 bezogen. α -Diversität = Anzahl an Arten, die auf einer abgegrenzten Habitatfläche zu finden sind, im Englischen auch als „within-habitat diversity“ bezeichnet (Koleff & Gaston 2002). β -Diversität = beschreibt die Beziehungen der Artenzusammensetzung zwischen mehreren Lebensräumen, im Englischen auch als „between-habitat diversity“ bzw. als „(spatial) turnover of species between communities“ bezeichnet (Whittaker et al. 2001). γ -Diversität = Anzahl von Arten in einem gesamten Landschaftsraum, im Englischen „inventory of a whole (regional) landscape“ (Koleff & Gaston 2002, Whittaker et al. 2001).

Artenreichtum: Die in einem definierten Gebiet beobachtete Artenzahl (Schreiner et al. 2000).

Abundanz: Dichte, Häufigkeit, Mengengrad usw. von Individuen pro Flächeneinheit.

Indices für Artenvielfalt. Folgende Indices werden in den Studien meist verwendet: Arten-Areal-Kurven (Schreiner et al. 2000), Shannon-Index auch als Shannon-Wiener- oder Shannon-Weaver-Index bezeichnet (Spellerberg & Fedor 2003), Simpson-Index und Evenness.

Ähnlichkeits- und Komplementärwerte für Habitate: Vergleiche zwischen Habitaten und Gebieten werden häufig mit Jaccard-Index, Sørensen-Index, Bay-Curtis-Koeffizienten, Euklidische Distanz oder mit dem Complementary Index dargestellt.

1.1.2 Einheimische und eingeführte Arten

Die wesentliche Untergliederung, die sich fast durchweg durch alle Publikationen zieht, ist die zwischen einheimischen (native) und nicht einheimischen (non-native) Arten. Dieses Begriffspaar wird auch in dem Review durchgängig und mit folgenden Bedeutungen verwendet.

Einheimische Arten (syn.: indigene Arten): Arten, die ihren Ursprung in einem gegebenen Raum haben, unabhängig davon, ob ihr Ursprung durch menschlichen oder ohne menschlichen Einfluss zustande gekommen ist, und Arten, die aus ihrem Ursprungsraum kommend in den Raum ohne absichtliche oder unabsichtliche Einwirkung des Menschen eingewandert sind (Scholz 2007).

Nicht einheimische Arten (syn.: fremde, exotische, eingeführte Arten, Neobiota): Arten, die in einen gegebenen Raum unter absichtlicher oder unabsichtlicher Einwirkung des Menschen eingewandert sind (Scholz 2007). Damit sind auch Arten gemeint, die zwar einheimisch im Land oder auf dem Kontinent sind, die aber ursprünglich nicht in dem gegebenen Raum vorhanden waren (Tait et al. 2005).

Für Europa werden eingeführte Arten darüber hinaus noch häufig danach differenziert, ob sie vor dem 15. Jahrhundert (Archaebiota) oder nach dem 15. Jahrhundert (Neobiota im engeren Sinne, Kowarik 2002) eingeführt worden sind. Die Diskussion um die Einordnung von Arten als Anökophyten oder -zoen wird hier nicht berücksichtigt.

1.1.3 Städte und Verstädterung (Urbanisierung)

Es existieren vielfältige Definitionen von Städten, wobei in den meisten Fällen Bevölkerungszahl, hohe Bevölkerungsdichte und starke bauliche Entwicklung als die wesentlichen Merkmale von Städten angegeben werden (Pickett et al. 2001, Alarukka et al. 2002).

In zahlreichen Publikationen werden die Begriffe Stadt und Urbanisierung nicht näher qualifiziert. Dies erfolgt meist aus dem Verständnis heraus, dass im Grunde bekannt ist, was eine Stadt und eine verstädterte Fläche darstellt. Da die meisten Untersuchungen in Großstädten durchgeführt werden und sich dieses auch in den Publikationen entsprechend niederschlägt, stellt diese Vereinfachung vielfach kein besonderes Problem dar. Allerdings lässt sich – mit diesem Problem kämpfen auch die Stadtgeographen – kaum beschreiben, wo eine Stadt genau aufhört und das ländliche Umland beginnt (Williams et al. 2000, Cilliers et al. 2004).

Dieses vereinfachte Verständnis reicht allerdings dann nicht mehr aus, wenn Vergleiche zwischen Städten vorgenommen werden oder wenn der Begriff Verstädterungsgrad ohne nähere qualifizierte Angaben pauschalisiert angewendet wird. Städte, die sich von der Fläche und der Bevölkerungszahl um den Faktor 10 und mehr unterscheiden, spiegeln deutlich unterschiedliche ökologische Bedingungen wider. Ebenso sind Gradientenanalysen nicht mehr vergleichbar, wenn das Maß für Urbanisierung nicht auf gleiche Größen bezogen wird. Zwei Beispiele: Stadtbrachen sind zwar nicht überbaut, unterliegen aber vor allem bei innerstädtischer Lage einem hohen Maß an urbanen Einflüssen, sowohl in Bezug auf die Vergangenheit als auch in Bezug auf die aktuelle Situation der Flächen. Ein in der Stadtmitte gelegener von zahlreichen Menschen genutzter und durch landschaftsarchitektonische künstliche Komponenten geprägter Stadtpark ist schwerwiegenderen menschlichen Einflüssen ausgesetzt als eine Wohngegend mit parkartigen Gärten, die durchaus zentrumsnah gelegen sein kann.

Mit Maßeinheiten wie der Hemerobie ist versucht worden, die Gesamtheit aller menschlichen Einflüsse zu einer einzigen Größe zu verdichten. Da diese Gesamtheit jedoch nicht über messbare ökologische Größen objektiv ermittelt werden kann, kann sie zwar regional hilfreich sein (Ziarnek 2007), ist aber für weiträumigere Vergleiche oder für die Übertragung auf andere Regionen zu unklar (Hill et al. 2002, Angold et al. 2006).

Im Folgenden wird eine Auflistung von Merkmalen einer Stadt bzw. für Urbanisierung angegeben, die für die Ausprägung der biologischen Vielfalt bezogen auf eine Gesamtstadt von Bedeutung sind und deren Variationen als Maßstäbe für den Grad von Urbanisierung genutzt werden können (e. g. McDonnell et al. 1997; Pickett et al. 1997, 2001, 2006, Sukopp & Wittig 1998; Grimm et al. 2000; Alberti 2003, 2008; Forys & Allen 2005; Shochat et al. 2006).

- Bevölkerungszahl größer 20.000 Einwohner und Bevölkerungsdichte in zentralen Bereichen höher als 500 Personen/km².
- Gefüge aus Gebäuden, technischer Infrastruktur und Freiflächen, wobei die Bodenfläche durchschnittlich um 40 % bis 50 % und in den Kernbereichen deutlich über 60 % überbaut und versiegelt ist.
- In temperaten Zonen Ausbildung einer städtischen Wärmeinsel mit längeren Vegetationszeiten, sommerlichem Wärmestress und winterlichen Temperaturdämpfungen; in Wüstenstädten aber im Sommer kühler.

- Veränderung des Wasserhaushaltes, in temperaten Zonen eher trockener, dagegen in Wüstengebieten durch Bewässerung umgekehrte Effekte.
- Nährstoffeinträge punktuell und im größeren Maßstab.
- Hohe Produktivität, insbesondere bei gärtnerisch gepflegten Flächen und gezielte oder ungezielte erhöhte Futterangebote für Tiere.
- Schadstoffbelastungen, insbesondere für Bodenlebewesen, Flechten oder an Gewässer gebundene Arten von Bedeutung.
- Weitere Störungsfaktoren wie Trittbelastungen, Unruhe oder Lärmbelastung und Lichtsmog.
- Fragmentierung von Frei- und Grünflächen, inklusive naturnaher Flächen.
- Hoher Anteil von eingeführten und kultivierten Arten.
- Urbane Matrix und urbane Vegetationsflächen werden durch eine relativ große Zahl von Generalisten und weit verbreiteten Arten besiedelt.

Tab. 1: Stadtlflächen – Maßstäbe und Definitionen

Bezeichnung	Maßstabsebene	Definition
Urbane Landschaft - Stadtlandschaft	Regional – makro	Eine Stadt oder eine städtische Agglomeration und deren verstädterte Umgebung einschließlich großer in diesen Räumen integrierter Freiflächen. Manchmal als Abgrenzung zum ländlichen Raum dargestellt, um die integrative Verknüpfung zwischen Freiflächen und Siedlungsflächen zu verdeutlichen.
Stadt – Stadtfläche	Regional – makro bis meso	Mehr oder weniger zusammenhängende bebaute Flächen, die normalerweise durch eine lokale kommunale Administration verwaltet werden. In der Regel über Bevölkerungsstatistiken (Anzahl und Dichte von Einwohnern, s. o.) abgegrenzt.
Stadtteil	Lokal – meso	Darunter fallen sowohl Vororte und zum Teil ursprünglich eigenständige Orte, die in die Stadt oder Agglomeration integriert worden sind, als auch Stadtquartiere. In großen Städten können weitaus mehr als 100.000 Einwohner in einem einzigen Stadtteil leben.
Stadtquartier Stadtstrukturtyp	Lokal – meso bis mikro	Mehrere zusammenhängende Baublöcke, die sich durch eine einheitliche Bau- und Sozialstruktur gegenüber anderen Quartieren abgrenzen lassen. Zusammenfassung von Baublöcken und Freiflächen, die durch eine einheitliche Nutzungs- und Baustruktur gekennzeichnet sind.

Bezeichnung	Maßstabsebene	Definition
Städtische Habitatfläche - Stadtbiotop	Lokal – mikro	Eine einzelne Frei- oder Baufläche in der Größenordnung von mehreren Quadratmetern oder Hektar, welche durch eine spezielle Nutzung und Struktur (künstlich oder natürlich) sich gegenüber anderen Flächen abgrenzen lässt.

(Lichtenberger 1998, Zerbe et al. 2003, Clergeau et al. 2006a, b, Altherr 2007)

1.1.4 Biologische Vielfalt in städtischen Räumen

Zur biologischen Vielfalt einer Stadt tragen alle Flächen und die dort lebenden Tiere und Pflanzen bei, die sich innerhalb der mehr oder weniger geschlossenen Siedlungsfläche einer Stadt befinden. Vor dem Hintergrund des Schutzes der biologischen Vielfalt stehen die spontan auftretenden Pflanzen und Tiere im Vordergrund des Interesses und im Mittelpunkt dieser Übersichtsstudie. Die Vielfalt der kultivierten Arten und ihre genetischen Variabilitäten sind in Bezug auf den Erhalt genetischer Ressourcen für vorhandene oder potenzielle Nutzungsansprüche von großer Bedeutung, werden in dieser Studie jedoch nicht betrachtet.

2 Städte als Orte biologischer Vielfalt

Der größte Teil der in diesem Review berücksichtigten Studien bezieht sich auf das Vorkommen und die Verbreitung von Gefäßpflanzen und Vögeln in den Städten. Die Auswahl der berücksichtigten Studien ist nicht statistisch repräsentativ ausgewählt, dürfte aber ein weitgehend korrektes Bild der gegebenen Situation widerspiegeln. Hinzu kommt noch, dass fast nur von diesen beiden taxonomischen Gruppen auch flächendeckende Analysen von mehreren Städten existieren. Überblicke hierzu sind z. B. in Bezug auf Gefäßpflanzen bei Pysek (1998), Wittig (2002) und Clemants & Moore (2003) und für Vögel bei Marzluff et al. (2001), Kelcey & Rheinwald (2005) zu finden. Flächendeckende Erhebungen berücksichtigen nicht nur einzelne Landnutzungstypen, sondern repräsentieren die gesamte städtische Matrix mit der Vielfalt an städtischen Nutzungen, einschließlich der Wohn- und Industriegebiete. Bei den meisten anderen taxonomischen Gruppen werden entweder nur einzelne Stadtausschnitte wie Suburbs (e. g. Hirota et al. 2004) oder einzelne Nutzungstypen untersucht. Letztere beschränken sich oft auf die „grünen“ Nutzungstypen wie Parks oder Stadtwaldflächen (e. g. Alaruiikka et al. 2002, Brown & Freitas 2002). Das bedeutet, dass sowohl wissenschaftlicher Kenntnisstand als auch allgemeine Wahrnehmung von biologischer Vielfalt in den Städten weitgehend durch die beiden taxonomischen Gruppen Gefäßpflanzen und Vögel bestimmt sind. Dahingegen ist der Kenntnisstand über das Vorkommen und die Verbreitung von kleinen Organismen besonders begrenzt (Savard et al. 2000).

Auch wenn vor einer Homogenisierung der biologischen Vielfalt gewarnt wird, bei der Urbanisierung als eine Hauptbedrohung angesehen wird (McKinney 2002, Olden et al. 2006), so wird einvernehmlich für Gefäßpflanzen und für fast alle Tiergruppen festgehalten, dass Städte durch einen Reichtum an Arten gekennzeichnet sind (Crooks et al. 2004, Alvey 2006, McKinney 2006a, Sukopp 2006, Reichholf 2007), sie sind Orte lokaler und regionaler Vielfalt (Sax & Gaines 2003). Diese Aussage trifft zu, wenn die gesamte Stadtfläche mit all ihren Nutzungen zur Grundlage genommen wird. Denn die Vielfalt an Nutzungsarten und Nutzungsintensitäten schafft eine Vielzahl an unterschiedlichen Habitaten und Mikrohabitaten sowie die unterschiedlichsten mosaikartigen Habitatgefüge (Niemelä et al. 2002, Garden et al. 2006). Hinzu kommt das gewollte oder ungewollte Einbringen einer Vielzahl von kultivierten bzw. nicht kultivierten Pflanzen- und Tierarten. Der hohe Artenreichtum von Städten ist schon in früheren Jahrzehnten immer wieder betont worden (s. Literatur im Einführungsteil). In den letzten Jahren ist dieses Bild zum einen auf eine größere Zahl von taxonomischen Gruppen erweitert und zum anderen auch für eine große Zahl von Städten auf allen Kontinenten bestätigt worden.

Die Summe aus einheimischen und nicht einheimischen Arten führt zu der eben erwähnten hohen Artenzahl. Ein Anstieg der α -Diversität ist auf lokaler und regionaler Ebene trotz globaler Homogenisierungstrends festzustellen (Olden et al. 2006) und betrifft insbesondere auch die Städte. Allerdings gibt es unterschiedliche Darstellungen in Bezug auf die Bewertung regionaler Diversitätsentwicklung. Diese Unterschiede können zum einen maßstabsbedingt sein (Pautasso 2007), da gerade der regionale Maßstab nicht streng definiert ist, oder zum anderen durch die Verwendung unterschiedlicher Diversitätsindices zustande kommen, nämlich ob α - oder β -Diversität zur Darstellung herangezogen werden (Crooks et al. 2004, Olden et al 2006).

Die Betrachtung des Verhältnisses zwischen einheimischen und nicht einheimischen Arten ist in den letzten Jahren zu einem gewissen Schwerpunkt geworden, wobei die Debatte um

die Bedrohung der biologischen Vielfalt durch Homogenisierung einen wesentlichen Beitrag hierzu leistet (s. insbesondere die Veröffentlichungen von McKinney 2002, 2006a, b, 2008).

Die Rückgänge einheimischer Arten durch Siedlungsentwicklung werden in vielen Fällen durch die Einbringung nicht einheimischer Arten kompensiert (Näheres hierzu unten). Bemerkenswert ist, dass in den Städten die Anzahl an Arten der jeweiligen biogeographischen Region, in der diese Städte liegen, relativ hoch ist. Trotz der angesprochenen Rückgänge befindet sich in der Regel die Zahl der einheimischen Arten auf einem hohen Niveau. Über die verschiedensten taxonomischen Gruppen hinweg wird festgehalten, dass in Städten der Nordhemisphäre 50 % und mehr der regionalen oder gar nationalen Arten zu finden sind. In Brüssel kommen mehr als 50 % der Flora Belgiens (Godefroid 2001), in Rom ungefähr die Hälfte aller Vogelarten der Region (Cignini & Zapparoli 2005) und in Warschau ungefähr 50 % aller Vertebraten und sogar 65 % aller Vogelarten Polens vor (Luniak 2008). Allerdings zeigt sich in einigen Regionen der Erde ein vollständig anderes Bild. Zum Beispiel sind in Neuseeland die nicht einheimischen Pflanzenarten in den Stadtgebieten extrem dominant und nur wenige einheimische Arten sind dort zu finden. In der Stadt Christchurch etwa zählen von den insgesamt 317 Gefäßpflanzenarten, die auf städtischen Biotopen registriert worden sind, nur 48 zu den einheimischen Arten (Ignatieva & al. 2000). Das heißt, einerseits spiegelt sich in den einheimischen Arten der Städte der Nordhemisphäre durchaus noch die biogeographische Region wider (Clergeau et al 2001, Clemants & Moore 2003), andererseits ist festzuhalten, dass dieses hohe Niveau durch eine größere Anzahl von Generalisten gewährleistet wird (Adams 2005). Zusätzlich gibt es Verschiebungen in den Abundanzen. Zum einen treten erfolgreiche Besiedler der Städte in hohen, in einzelnen bestimmten Stadtgebieten wie z. B. in den Stadtkernen, sogar in extremen Abundanzen und Dichten auf, zum anderen ist ein sehr großer Anteil der Arten nur mit geringer Individuenzahl und beschränkt auf einzelne Flächen vertreten. Dabei ist zu erwähnen, dass die letzte Aussage gerade auch auf eine Vielzahl der neu eingewanderten nicht einheimischen Arten zutrifft. Invasive Arten erfahren nicht selten schon nach einem knappen Jahrzehnt einen Rückgang in ihrer Ausbreitung (Forys & Allen 2005). Außerdem liegen zahlreiche Beispiele dafür vor, dass nach einer zum Teil langjährigen Ruhephase plötzlich Bedingungen entstehen, die zu einer sprunghaften Ausbreitung einer bereits seit längerem eingewanderten Art führen (Sukopp & Wurzel 2003). In neuester Zeit wird verstärkt darauf hingewiesen, dass Anpassungsprozesse einheimischer Arten ebenfalls noch nicht abgeschlossen sind. Das bedeutet, die Zahl der in Städten vorkommenden Arten wird weiterhin durch die Neueinwanderung fremder bzw. Anpassungsprozesse einheimischer Arten angereichert (Luniak 2004, Sukopp 2006).

Es liegen allerdings Prognosen vor, die davon ausgehen, dass diese Zunahme nicht anhalten wird. Hepinstall et al. (2008) simulierten für die USA zukünftige Entwicklungen. Sie prognostizieren nach der Überschreitung eines Maximums, welches ungefähr um das Jahr 2027 auftreten wird, einen generellen Artenrückgang. Die Begründung hierfür lautet, dass der Anteil synanthroper Arten in Zukunft zurückgehen werde.

Das Verhältnis einzelner Taxa zur Stadt als Lebensraum wird über verschiedene Begriffe beschrieben. Wittig et al. haben bereits 1985 eine Untergliederung für Pflanzenarten vorgeschlagen. Diese Grundgliederung ist auch in neuerer Literatur mit einigen Abwandlungen zu finden (s. Tab. 2).

Der Begriff Synanthropie ist zwar der älteste aber auch allgemeinste Begriff, denn er bezieht sich grundsätzlich auf das Verhältnis von Arten zu menschlichen Nutzungs- und Lebensräu-

men (Luniak 2004). Die Einordnung von Pflanzen- und Tierarten als nicht-synanthrop und zu verschiedenen Stufen von Synanthropie ist nicht auf urbane Räume beschränkt. Um diesen Aspekt gesondert herauszustellen, hat Luniak (2004) den Begriff Synurbanisation geprägt. Mit dem Begriff Synurbanisation benennt Luniak (2004) die zunehmende Tendenz von Vögeln und Säugern städtische Räume zu kolonisieren. Interessant ist auch der Vorschlag von Garden et al. (2006) zwischen Arten zu unterscheiden, die die städtische Matrix nutzen können oder nicht (Näheres s. Kap. 3.1.2).

Tab. 2: Typisierung von Arten nach ihrer Anpassung an städtische Siedlungsräume (Originalbezeichnungen)

Autoren (nicht immer Erstautoren)	Arten, die städtische Räume und Habitate meiden	Arten, die sowohl in städtischen Räumen als auch in der freien Landschaft vorkommen	Arten, die schwerpunktmäßig oder ausschließlich in Städten vorkommen
Wittig et al. 1985	urbanophob	Urbanoneutral	urbanophil
Blair 2001	urban avoiders	urban adapters	urban exploiters
Johnston 2001	non-synanthropic	casual synanthropic	full synanthropic
Crooks et al. 2004	urbanization-sensitive	urbanization-intermediate	urbanization-enhanced

Für Flora und Fauna wird gleichermaßen festgehalten, dass Städte floren- und faunengeschichtlich junge Standorte darstellen (Lenzin et al. 2004), sich in einer anhaltenden Entwicklung und Veränderung befinden und dadurch Flora und Fauna wenig stabil sind. Entwicklung und Veränderung von Städten finden nicht nur weltweit, sondern zum Teil regional in einer sehr unterschiedlichen Geschwindigkeit statt. Die Außenbezirke schnell wachsender Städte, wie z. B. von Megacities in Südamerika oder Asien, sind sehr junge Stadträume. Und Städte in den USA oder Australien sind historisch gesehen extrem junge Städte, die zudem in Landschaften liegen, die ebenfalls erst seit relativ kurzer Zeit umfassend kultiviert worden sind.

Sowohl für Pflanzen als auch für Tiere gilt, dass sich heimische und zum Teil auch nicht heimische aber im Umland bereits naturalisierte Arten weiterhin an Stadträume anpassen und diese neu besiedeln (Luniak 2004, Sukopp 2006). Ein Ende derartiger Anpassungsprozesse ist zwar noch nicht abzusehen, wird jedoch wie oben erwähnt mittelfristig prognostiziert (Hepinstall et al. 2008).

2.1 Flora

Für höhere Pflanzen können fünf Punkte festgehalten werden:

1. Das Vorkommen und die Verbreitung insbesondere von Gefäßpflanzen ist von allen taxonomischen Gruppen am besten dokumentiert und die Vielfalt der Pflanzen wird als ein Hauptbeleg für die hohe Artenvielfalt von Städten herangezogen (Pysek et al. 2004, Kühn et al. 2004, Jim & Chen 2008).
2. Es gibt keine stabile urbane Flora, sondern es existiert weiterhin eine hohe Dynamik in der Zusammensetzung der Floren, gleichgültig wie alt die Stadt ist oder in welchen Regionen der Erde diese liegt (Lenzin et al. 2004, Clemants and Moore 2005).

3. Es gibt in den Städten auf den verschiedenen Kontinenten einen Rückgang der Gesamtartenzahl im Vergleich zum Bestand vor 100 oder mehr Jahren (Bertin 2002).
4. Der Anteil an dem Gesamtartenbestand und in vielen Fällen auch die absolute Zahl der eingeführten nicht einheimischen Arten steigt überall weiterhin an (Tait et al. 2005, McKinney 2006a).
5. Es treten Verschiebungen in den Abundanzen auf. Der Anteil an Arten, die in der Stadt weit verbreitet sind, nimmt ab, wogegen der Anteil der Arten, die nur in wenigen Rasterfeldern oder Habitaten einer Stadt vorkommen, mehr oder weniger stetig ansteigt (Chocholouskova & Pysek 2003).

Bei europäischen Studien wird in Bezug auf nicht einheimische Arten häufig noch zwischen Archäophyten (eingeführt bzw. eingewandert vor 1500) und Neophyten (eingeführt bzw. eingewandert nach 1500, Entdeckung der Neuen Welt) unterschieden. Per definitionem ist diese Unterteilung auf andere Kontinente nicht übertragbar bzw. es liegen keine entsprechend vergleichbaren Daten vor. Von daher wird sich im Folgenden, auch in den Kapiteln 3 und 4, bei den nicht einheimischen Arten vornehmlich auf die Neophyten beschränkt. Besonderheiten in Bezug auf Archäophyten, die auch als eine Zwischenform („something in-between“ Celesti-Grapow et al. 2006) beschrieben werden, werden punktuell erwähnt.

Zahlreiche Studien über Flechten in Städten befassen sich schwerpunktmäßig wie schon seit den 1960er Jahren mit dem Thema Luftbelastung und Bioindikation. Auf Flechten und Moose wird ansonsten hier nicht spezifisch eingegangen.

2.1.1 Flora – quantitativ

Schon frühzeitig ist der positive Zusammenhang zwischen Zahl der vorkommenden Pflanzenarten und Einwohnergröße bzw. Flächengröße von Städten festgestellt worden (Celesia 1997, Sukopp & Wittig 1998). Einwohnerzahl und Flächengröße sind eng miteinander korreliert, allerdings für die verschiedenen Kontinente auf unterschiedlichem Niveau. Einwohnerzahl und Flächengröße sind abhängige Variablen, aber sie spiegeln die zwei wesentlichen Faktoren des Artenreichtums wider. Zum einen sind Städte Zentren von eingeführten und eingeschleppten Arten und dies hängt mit der Einwohnerzahl zusammen. Zum anderen nimmt mit zunehmender Stadtfläche auch die Zahl an Habitaten zu. In den oben genannten zusammenfassenden Darstellungen ist auch gezeigt worden, dass bei den Gefäßpflanzen die Arten-Areal-Kurven von Städten auf einem höheren Niveau liegen als die von der ländlichen agrar- oder forstwirtschaftlich geprägten Kulturlandschaft.

Für Mitteleuropa hat Pysek (1993 und 1998) die umfangreichste Zusammenstellung von Städten und der Anzahl dort vorkommender höherer Pflanzenarten vorgenommen. Auch aus den neueren Veröffentlichungen wird ersichtlich, dass in mitteleuropäischen Städten mit einer Stadtfläche größer als 100 km² und mit durchschnittlich mehr als 200.000 Einwohnern vielfach über 1000 höhere Pflanzenarten vorkommen können. Die Artenzahlen pro km² Stadtfläche reichen von knapp 30 bis über 600 Arten (Landolt 2000, Godefroid 2001, Chocholouskova & Pysek 2003). Diese Größenordnungen werden auf anderen Kontinenten nicht unbedingt erreicht. Für Chonju in Südkorea werden zum Beispiel 525 Arten bei 206 km² Stadtfläche genannt (Zerbe et al. 2004). Für Großstädte und Ballungsräume wie Beijing, New York oder die Metropolregion von Adelaide, deren Stadtflächen deutlich über 1000 km² liegen, werden Artenzahlen von ungefähr 1200 bis über 2000 Arten genannt (Ma & Liu 2003, DeCandido et al. 2004, Tait et al. 2005).

Wie schon oben erwähnt, sind in den großen Städten ungefähr 50 % der höheren Pflanzenarten der jeweiligen biogeographischen Region zu finden (Godefroid 2001, Salnikov & Pilipenko 2005).

Der Anteil an nicht einheimischen Arten kann sich bezogen auf die verschiedenen Habitate erheblich unterscheiden und reicht von wenigen Prozenten bis hin zu 50 % (Hahs & McDonnell 2007). In einigen Regionen liegt der Anteil sogar noch deutlich darüber (Ignatieva et al. 2000). Krautige Pflanzen oder Hemikryptophyten scheinen besonders durch den Verlust einheimischer Arten betroffen zu sein. Bei den Therophyten ist dagegen die absolute Zahl an nicht einheimischen Arten am höchsten (DeCandido et al. 2004, Zerbe et al. 2004, Salnikov & Pilipenko 2005). Eine Zunahme an nicht einheimischen Arten ist sowohl in Europa als auch in Nordamerika insbesondere bei Gehölzen festzustellen (Chocholouskova & Pysek 2003, Clemants & Moore 2005). Sogar für zahlreiche kleinere Städte in Südafrika wird ein ausgesprochen hoher Anteil an nicht einheimischen – über 50 % auf öffentlichen Grünflächen – und vor allem auch an invasiven Gehölzarten registriert (McConnachie et al. 2008).

Anzumerken ist, dass zum Beispiel in Rom, mit seiner über zweitausendjährigen Geschichte, der Anteil einheimischer Arten an der Gesamtflora ca. 82 % beträgt und Neophyten nur mit einem Anteil von 12,4 % vertreten sind (Celesti-Grapow et al. 2006). In Nordamerika nimmt die Rate der nicht einheimischen Arten von Ost nach West ab, was somit auch ein Abbild der Siedlungsgeschichte des Kontinents ist (s. auch Kapitel 4).

2.1.2 Flora – Zusammensetzung und Veränderungen

Für die höheren Pflanzen besteht der Vorteil, dass für eine Reihe von Städten vollständige oder nahezu vollständige historische Bestandsaufnahmen vorliegen, die als Vergleich mit dem derzeitigen Vorkommen und der Verbreitung der Pflanzen herangezogen werden können. Die Turnover-Raten für einzelne mitteleuropäische Städte betragen bei einer Zeitspanne von über 120 Jahren und mehr ungefähr 20 % bis 30 % nach Sørensen-Koeffizient bzw. über 30 % bis über 40 % nach Jaccard-Koeffizient (Landolt 2000, Chocholouskova & Pysek 2003). Für die Stadt New York können dagegen Werte von fast 40 % bzw. 55 % angenommen werden (DeCandido et al. 2004, McKinney 2006a). Für Brüssel wurde allein für die Zeitspanne der letzten 30 bis 50 Jahre bereits eine Turnover-Rate von 20 % nach Sørensen-Koeffizient analysiert (Godefroid 2001).

Der Vergleich von Bestandsaufnahmen über Gefäßpflanzen in Städten aus verschiedenen Kontinenten hat für einem Zeitraum von 100 bis über 150 Jahren einen Artenverlust von 3 % bis 46 % ergeben, wobei in Europa ein mittlerer Verlust von 10 % bis 12 % zu verzeichnen ist (Jackowiak 1998, Bertin 2002).

In der Metropolregion von Adelaide sind dagegen seit 1836 „nur“ 7,5 % Verlust an einheimischen Pflanzenarten festzustellen. Dort erfolgte ein starker Anstieg eingeführter Arten von 1836 bis 1950 (alle 50 Jahre 200 bis 300 neue Arten), seitdem ist die Zunahme weniger deutlich mit „nur“ 45 Arten ab 1950 ausgeprägt (Tait et al. 2005).

Der allgemeine Trend über alle Kontinente hinweg ist, dass der Zustrom neu eingeführter Arten weiterhin anhält. Eine Verdoppelung der absoluten Anzahl von nicht einheimischen Arten in den letzten über 100 Jahren ist für Mitteleuropa und erst recht für Japan, Nordamerika und Australien nicht ungewöhnlich. In mitteleuropäischen Städten wird ein durchschnittlicher Anteil von ungefähr 40 % an nicht einheimischen Arten am Gesamtartenbestand der höheren Pflanzen angegeben (Pysek 1998), wenn Archäophyten und Neophyten zusam-

mengezählt werden. Für nordamerikanische Städte liegt der Wert bei ca. 35 % (Clemants & Moore 2003). Allerdings stellt sich hier die Frage, ob der Wert für die nordamerikanischen Städte nicht eher mit dem Wert für Neophytenanteile in europäischen Städten verglichen werden müsste (LaSorte et al. 2007). Aus diesem Grunde erscheint es sinnvoll, bei den nordamerikanischen Städten zwischen folgenden Typen von nicht einheimischen Arten zu unterscheiden. Erstens, die Arten, die auf dem Kontinent zwar beheimatet sind, aber ursprünglich nicht in der Region vorkamen (extralimital), und zweitens, die Arten, die von außerhalb des Kontinents (exotics) eingewandert sind (La Sorte & McKinney 2006, La Sorte et al. 2007). Letztere sind mit den Neophyten europäischer Städte vergleichbar.

Eingangs ist erwähnt worden, dass eine Verschiebung in den Abundanzen festzustellen ist. Erfolgreiche „urban exploiters“, zu denen sowohl nicht einheimische als auch einheimische Arten gehören, sind mit hohen Abundanzen vertreten, das heißt, sie sind in den meisten kartierten Rasterfeldern oder Habitaten einer Stadt zu finden. Der allgemeine Trend in den letzten Jahrzehnten scheint jedoch zu sein, dass Arten mit hohen Abundanzen eher abnehmen und die Anzahl der Arten, die nur auf wenigen Standorten vorkommen, kontinuierlich ansteigt. Diese Entwicklung weist auf ein zunehmendes Gefährdungspotenzial hin (Chochołouskova & Pysek 2003).

In Europa sind die am meisten erfolgreichen „urban exploiters“ mit 70 % einheimische Arten, wogegen sich dieses Verhältnis in Nordamerika genau umkehrt (Roy et al. 1999, Müller 2003). Die europäischen Archäophyten sind besonders erfolgreiche Besiedler amerikanischer Städte, da diese weit verbreitet sind und sich bereits seit Jahrhunderten an menschliche Siedlungen angepasst haben (La Sorte et al. 2007). Außerdem ist zu beobachten, dass der Zufluss von Arten aus Europa wesentlich größer ist als in umgekehrter Richtung (Müller 2005, La Sorte et al. 2007).

Für Europa wird verstärkt die Bedeutung von Apophyten wahrgenommen, also einheimische Pflanzenarten, die auf anthropogene Standorte übergegangen sind (Sukopp 2006). Entsprechende Analysen sind für Nord- und Südamerika, Asien, Australien etc. noch nicht zu finden.

In Mitteleuropa werden zur ökologischen Charakterisierung der Veränderung von Pflanzenartenbeständen verschiedentlich Zeigerwertanalysen nach Ellenberg herangezogen (Wittig 2002). Bei den Vergleichen der Veränderungen in den letzten 100 Jahren lassen sich für Mitteleuropa mit einigen Abweichungen folgende Veränderungen darstellen. Die Zeigerwerte haben sich in Richtung höherer Nährstoffbedarfe, höherer Temperaturen und höherer Trockenheitsresistenz entwickelt. Sie spiegeln auch die Zunahme milderer Winter wider (Landolt 2000, Godefroid 2001, Pysek et al. 2004).

Vor dem Hintergrund der Diskussion um die Zunahme von nicht einheimischen Arten und der Dominanz einiger weniger Arten in der Stadt darf nicht übersehen werden, dass in Städten zahlreiche Habitate und Arten existieren, die von lokaler, regionaler und nationaler Bedeutung für den Naturschutz und für den Erhalt der biologischen Vielfalt, insbesondere auch der einheimischen Arten sind (Dana et al. 2002, Löfvenhaft et al. 2002, Celesti-Grapow et al. 2006).

2.2 Fauna

2.2.1 Allgemeines

Viele generelle Aussagen, die im Einleitungsteil und bei der Darstellung der Flora von Städten dargestellt sind, treffen auch für die Tierwelt in der Stadt zu. Dies überrascht insofern nicht, da die Vielfalt der Tierarten mit der Komplexität von Vegetationsstrukturen und dem Artenreichtum an Pflanzen korreliert (Savard et al. 2000). Die Fauna der Städte wird demzufolge ebenfalls als sehr vielfältig beschrieben und diese Vielfalt weist deutlich auf die Adaptionsfähigkeit und Plastizität vieler Arten hin (Hadidian & Smith 2001). Gerade bei Tieren sind schon sehr frühzeitig diese Anpassungsprozesse registriert worden. Da auch die Fauna, besonders in den Städten Nordamerikas und Australiens, als jung und wenig stabil angesehen werden kann, vollziehen sich hier noch erhebliche Entwicklungsprozesse. Die lokal hohe Artenzahl wird zwar betont, aber gleichzeitig wird auf den Verlust der regionalen Artenvielfalt bei Tieren verwiesen (Crooks et al. 2004). Bei der Fauna wird noch mehr als bei der Flora die starke Präsenz von Generalisten, die den städtischen Raum gut oder gar bevorzugt nutzen, und der Verlust von Spezialisten betont (z. B. Koh & Sodhi 2004, Adams 2005).

Die Einbettung einer Stadt in die umgebende Landschaft spielt bei der Entwicklung der Artenvielfalt eine Rolle, die aber nicht immer klar eingeschätzt werden kann (Clergeau et al. 2001). Auf Grund der Vielfalt der Fauna werden bei Analysen nicht nur einzelne taxonomische Gruppen herausgegriffen, sondern häufig werden spezielle Standorte bzw. an diese gebundene Arten gesondert untersucht. Am häufigsten vertreten sind dabei Untersuchungen von Tierarten und Habitaten der Wald- und Gehölzflächen (Brown & Freytas 2002, Fernandez-Juricic 2004, Alarukka et al. 2005, Er et al. 2005). Dadurch entsteht hier ebenfalls leicht eine Überbetonung des Verlustes von Arten, nämlich den an Wäldern gebundenen Arten. Die Bedeutung der Mischung von Wald- und Offenlandarten für die Biodiversität von Städten findet relativ wenig Beachtung.

Städte in Steppen- oder Wüstenlandschaften heben sich sehr viel deutlicher zum Umland ab als zum Beispiel Städte in Waldlandschaften. In den Steppen- und Wüstenstädten sind sowohl die Artenzahl, vor allem bedingt durch nicht einheimische Arten, als auch die Abundanz im Allgemeinen durch die Vielfalt ergänzender Stadthabitate spürbar erhöht (Savard et al. 2000). Bei der Fauna treten im Gegensatz zur Flora je nach klimatischer Region und untersuchtem Taxon besondere saisonale Effekte auf, wie zum Beispiel, dass Städte wichtige Überwinterungsorte von Vögeln sind und von einigen Arten nur in dieser Zeit als (Über-) Lebensraum genutzt werden (Clergeau et al. 1998) oder die Artenzahlen zwischen Regen- und Trockenzeiten deutlich variieren (Torga et al. 2007). Dieser Aspekt bedarf deshalb auch einer gesonderten Betrachtung.

Als eine weitere Besonderheit, die weitgehend auch als eine allgemeine Tendenz zum Beispiel in der Inselbiogeographie bei der Fauna registriert wird, stellt die häufig analysierte Größenabnahme der in der Stadt vertretenen Arten im Vergleich zu den im Umland lebenden Arten dar (Niemelä et al. 2002).

Insbesondere bei zahlreichen faunistischen Untersuchungen wird auf die Wirkungen von städtischen Einflüssen hingewiesen, die oft vereinfacht als Urbanisierungsgradient bezeichnet werden. Dies geschieht meist mit dem Vermerk, dass die Zunahme von städtischen Einflüssen zu einer Reduktion der Artenvielfalt führt. Eine genauere Betrachtung zeigt aber, dass diese Untersuchungen in der Regel nicht die Urbanisierung einer lokalen oder regiona-

len Landschaft oder des gesamten Siedlungsraums einer Stadt im Vergleich zum Umland analysieren (s. auch Kapitel 1). Beides ist ja, wie schon verschiedentlich erwähnt, eher mit einer hohen Artenzahl verknüpft, sondern die Untersuchungen stellen im Wesentlichen die Zunahme des menschlichen Einflusses entlang des Gradienten vom Stadtrand zur Innenstadt dar. Im Folgenden wird versucht, dies auch entsprechend deutlich zu machen.

2.2.2 Vögel

Die eindeutig beste Datenlage liegt traditionellerweise bei den Vögeln vor, die besonders in Europa und den USA seit langem intensiv untersucht werden (Marzluff, Bowman & Donnelly 2001, Kelcey & Rheinwald 2005, Chace & Walsh 2006, Garden et al. 2006). Die Vögel sind die einzige Artengruppe, deren Vorkommen in einigen Ländern sogar jährlich entweder über Zielindikatorarten oder über Transekte einschließlich der Siedlungsbereiche kartiert wird, z. B. in Großbritannien und Deutschland (Risely et al. 2008). Dies ist nur möglich, weil für diese Artengruppe in vielen Ländern auf ein Netz ehrenamtlicher Vogelbeobachter zurückgegriffen werden kann. Es zeigt anschaulich die herausragende Stellung dieser Gruppe für die aktuellen Artenschutzbemühungen.

Zahlreiche Vogelarten können die Stadt als Habitat nutzen. Nicht nur für Nordamerika oder für Europa werden relativ hohe Artenzahlen angegeben, auch in Australien weisen die Städte offensichtlich einen hohen Artenreichtum an Vögeln auf (Garden et al. 2006). Den Parklandschaften der Städte wird dabei ein hoher Stellenwert in Bezug auf den Reichtum der Avifauna zugeordnet (Cornelis & Hermy 2001).

Werden einzelne, an bestimmte Habitate der Ursprungslandschaft gebundene Arten analysiert, dann wird in der Regel eine Abnahme dieser Arten registriert (Chace & Walsh 2006). Diesen Trend können Leveau & Leveau (2004) auch für das gemäßigte südamerikanische Klima bestätigen. Dies ist vor allem bei Vögeln untersucht worden, die an Waldhabitate gebunden sind. Für Waldarten des tropischen Umlandes werden drastische Verluste bis zu 80 % angegeben (Posa & Sodhi 2006).

Die Artengemeinschaft ist in einzelnen, meist ungestörten oder mit mittelmäßiger Intensität genutzten städtischen Habitaten sehr divers (lokal hoher Artenreichtum), dagegen ist der Artenbestand in den stark vom Menschen geprägten Habitaten, das sind die stark gestörten, durch Überbauung bzw. Versiegelung geprägten, vegetationsarmen und innerstädtisch gelegenen Habitate einer Stadt, oft sehr homogen und artenarm (Chace & Walsh 2006). Einige Arten sind auf städtische Habitate angewiesen (Hötger et al. 2000, Luniak 2004) oder zumindest wesentlich erfolgreicher in urbanisierten Habitaten als in ihrer natürlichen Umgebung (Luniak 2004). In Europa sind dies vorwiegend einheimische Arten, wogegen es in den anderen Kontinenten, vor allem für Nordamerika dargestellt, die nicht einheimischen Arten sind (Blair 2001, Melles et al. 2003).

Hausspatz, Star und Felsentaube zählen zu den typisch dominanten Arten der Städte in Europa und Nordamerika, während zum Beispiel Krähenvögel wie die Elster erst in den 1990er Jahren in der Stadt Warschau subdominant wurden (Savard et al. 2000, Luniak 2004). In temperaten und mediterranen Gebieten überwiegen in Städten meist granivore oder omnivore Arten sowie Höhlenbrüter, die Gebäude nutzen können (Clergeau et al. 1998, Chace & Walsh 2006, Kark et al. 2007b). Ferner gibt es auch deutliche Hinweise auf eine Bevorzugung von sesshaften und sozialen Arten, die gleichzeitig ihre Verbreitung auf anthropogene Lebensräume ausgeweitet haben (Kark et al. 2007b).

In tropischen Zonen kann sich das Bild (Lim & Sodhi 2004, dagegen Franchin & Marcal 2004, Manhaes & Lours-Ribeiro 2005) zu Gunsten von granivoren und frugivoren Arten verschieben.

Durch die Abdeckung mehrerer trophischer Ebenen sind Vögel sowohl eine ökologisch sehr wichtige als auch sehr interessante Zielartengruppe, die zum Beispiel zur Untersuchung von Nahrungsketten in Städten grundlegende Informationen liefern kann (Faeth et al. 2005). Die Abundanz einzelner Arten ist in Städten hoch, häufig sogar höher als im Umland, da das Angebot an Nahrung in Städten durch den Menschen (z. B. Vogelfütterung, Müll) oft größer ist (Fleischer et al. 2003, Chace & Walsh 2006), wobei stark urbanisierte Habitate meist einen hohen Anteil an nicht einheimischen Arten aufweisen (Savard et al. 2000, White et al. 2005).

Bei Vögeln ist ihre Mobilität als besondere Eigenschaft herauszuheben, was die Besiedlung der mosaikartigen Stadtlandschaft erheblich vereinfacht. Gerade als hochmobile Arten können Vögel oft sowohl die Stadt als auch das Umland nutzen. Raubvögel profitieren dabei zum Beispiel vom hohen Aufkommen an Kleinsäugetern in der Stadt (Chace & Walsh 2006).

Die Anteile an nicht einheimischen Arten sind in den europäischen Städten unterschiedlich hoch. Die höchsten Artenzahlen von nicht einheimischen Arten finden sich in West- und Südwesteuropa, während in Ost- und vor allem in Südosteuropa fast gar keine Neoaiven zu finden sind (Kelcey & Rheinwald 2005).

In Südafrika hat die Zahl der Vogelarten durch Landumnutzungen zugenommen, wobei hierfür die Zunahme von Generalisten verantwortlich ist (Fairbanks 2004 zitiert in Luck 2007).

Nach Marzluff (2001) ist folgender Trend weltweit zu beobachten: Mit steigender Urbanisierung steigen sowohl die Anzahl der nicht einheimischen Arten als auch der Gebäudebrüter, während Bodenbrüter und Höhlenbrüter abnehmen.

Zahlreiche ubiquitäre Vogelarten in deutschen Städten sind von Bestandszunahmen gekennzeichnet oder bleiben stabil, während andere seit einiger Zeit starke Einbußen zu verzeichnen haben (Hötter et al. 2000). Bei Hausspatzen und Staren sind allerdings in den letzten Jahren in Großbritannien extrem starke Einbrüche in der Populationsdichte zu verzeichnen, es werden Rückgänge bis weit über 60 % registriert (Chamberlain et al. 2007).

Generell wandern noch zahlreiche Vogelarten in die Städte ein, um weitere ökologische Nischen zu besetzen (Luniak 2004).

In australischen Städten gingen die meisten heimischen Vogelarten erst in den letzten 30 Jahren verloren, was möglicherweise mit der Generationslänge der Vogelarten oder auch mit der starken Veränderung der periurbanen Landschaften zusammenhängen könnte (Tait et al. 2005).

2.2.3 Säugetiere

Säugetiere wurden in der Vergangenheit deutlich seltener untersucht, was sicher auch mit der schwierigen Zugänglichkeit ihrer oft nächtlichen und verborgenen Lebensweise zusammenhängt (Crooks 2002, Garden et al. 2006).

Dennoch existieren auch hier vielfältige Studien über zahlreiche Arten (z. B. Garden et al. 2007, Baker & Harris 2007, Tikonova et al. 2006). Generell wird den größeren Säugetieren mehr Beachtung geschenkt, als den mit Sicherheit weltweit in großen Abundanzen auftre-

tenden städtischen Kleinsäugetern. Für Waldmäuse wurden zum Beispiel in Hausgärten in Bristol durchschnittliche Bestandsgrößen von 81 Individuen pro Hektar errechnet (Baker et al. 2003).

Eine der am besten untersuchten Arten ist der Rotfuchs *Vulpes vulpes* (Adkins & Stott 1998, Baker & Harris 2001, Gloor et al. 2001, Hadidian & Smith 2001, u. v. m.).

Auch bei den Säugetieren kommen in der Regel Nahrungs- und Habitatgeneralisten, darunter besonders unter den Kleinsäugetern auch zahlreiche Kommensalen, am erfolgreichsten mit der Stadt zurecht. Nicht einheimische Kommensalen sind oft weltweit verbreitet und treten mit hohen Abundanzen in Konkurrenz zur heimischen Fauna (McKinney 2006a). Häufig in der Stadt vertretene funktionale Gruppen sind Omnivore, Carnivore, Insektivore und Marsupialia (Chamber & Dickman 2002, Baker & Harris 2007). Davon sind in Europa sechs Taxa am häufigsten vertreten: Mäuse, Wühlmäuse, Fuchs, Eichhörnchen, Igel, Fledermäuse. Größere Prädatoren sind in der Stadt dagegen selten (van der Ree & McCarthy 2005, Baker & Harris 2007).

Fast alle Arten nehmen auch hier mit zunehmender Intensität des menschlichen Einflusses ab und nutzen vor allem vegetationsreiche und strukturierte Habitate (Gaisler et al. 1998, Sorace et al. 2001, Lesinski et al. 2000, Avila-Flores & Fenton 2005, Tikonova et al. 2006, Baker & Harris 2007). McKinney (2008) findet allerdings immerhin bei 12 % der Studien in seinem Review einen Anstieg der Artenzahl bis zu einem moderaten Niveau urbaner Einflüsse.

Ein leicht verändertes Bild zeigt sich auch bei manchen mobilen Fledermausarten, die vielfach in stark urbanisierten Gebieten in Gebäuden übertragen, jedoch zum Teil auch in weit entfernten Gebieten außerhalb der Stadt jagen können (Lesinski et al. 2000, Everette et al. 2001) und dann nicht auf geeignete Jagdhabitats in Städten angewiesen sind. In zahlreichen Ländern ist die Bedrohung von Fledermausarten durch Quartierverlust, zum Beispiel durch Verlust von Baumhöhlen und Gebäudequartieren, deutlich erkennbar (Everette et al. 2001, Evelyn et al. 2004, van der Ree & McCarthy 2005).

Es gibt nur wenige konkrete Angaben zur aktuellen Populationsentwicklung von Säugerarten in Städten. Die Zahl der Säugetierarten ist in australischen Städten besonders stark zurückgegangen, wo zum Teil die Hälfte der ursprünglich vorhandenen Arten ausgestorben ist (Tait et al. 2005, van der Ree & McCarthy 2005, Garden et al. 2006). Tait et al. (2005) gehen davon aus, dass in Australien keine weiteren Arten mehr bedroht sind, dagegen nehmen van der Ree & McCarthy (2005) an, dass der Verlust von weiteren Arten wahrscheinlich ist. Der Verlust an Arten dürfte in anderen Teilen der Welt ebenfalls hoch gewesen sein, allerdings sind auf Grund der Datenlage keine genaueren Angaben möglich.

Zwei Gegebenheiten sind für die städtischen Säuger auffällig. Zum einen sind sie zusammen mit den Singvögeln die von den Stadtbewohnern am meisten wahrgenommene und geschätzte Gruppe. Dies kann jedoch bei hoher Dichte von Arten, wie beispielsweise bei Ratten oder Tauben, schnell in die Wahrnehmung als lästige Plagen umschlagen (DeStefano & DeGraaf 2003). Zum anderen sind sie ebenfalls zusammen mit den Vögeln die am stärksten durch domestizierte Säuger bzw. deren verwilderte Individuen (Katzen und Hunde) bedrohte Gruppe. Zum Ausmaß dieses Problems gibt es zahlreiche Studien, die nicht immer zum gleichen Ergebnis kommen, jedoch an der generellen Problematik keinen Zweifel lassen (Gillies & Clout 2003, Woods et al. 2003, Kays & DeWan 2004, Baker et al. 2005, Beckermann et al.

2007, Sims et al. 2008). Domestizierte bzw. verwilderte Hunde und Katzen sind ein wesentlicher Bestandteil der städtischen Fauna und als solche in den Untersuchungen mit zu berücksichtigen. Da sie in enger Wechselwirkung zu menschlichen Verhaltensweisen stehen, ist diese zusätzlich mit einzubeziehen (s. Kapitel 5).

2.2.4 Herpetofauna

Zur Diversität urbaner Herpetofauna ist leider wenig international verfügbar publiziert worden (Garden et al. 2006). Dies erstaunt insofern, da die gute lokale Datenlage aus Biotopkartierungen und Monitoringprogrammen zumindest in Europa ein wesentlich differenzierteres Bild erwarten lassen würde.

Eine viel beachtete Studie von Germaine und Wakeling (2001) zu Eidechsen zeigt, dass Baumeidechsen am besten mit städtischen Habitaten zurechtkommen und dass Abundanz, Artenzahl und Evenness bei schwacher bis moderater Urbanisierung am höchsten sind. Es scheint klar, dass Reptilien besonders durch Urbanisierung betroffen sind, allerdings sind die sehr variablen Faktoren noch kaum erforscht (Garden et al. 2006, siehe auch Ryan et al. 2008). Selbst die Anteile nicht einheimischer Arten im urbanen Bereich ist bisher nur grob und ausschnittsweise erfasst (z. B. Smith et al. 2007).

Parris (2006), sowie Price et al. (2006) finden ebenfalls einen Rückgang an Arten und Abundanz bei Amphibien. Hier spielt die Verfügbarkeit und Qualität der städtischen Gewässer eine entscheidende Rolle. Inwieweit die urbanen Amphibienpopulationen auch vom globalen Rückgang dieser Gruppe betroffen sind, bleibt bislang ungeklärt.

2.2.5 Fische

Eine weitere Gruppe von Arten, die durch die Gewässerqualität und ihre Veränderung in Städten am meisten in Mitleidenschaft gezogen wird, sind die Fische. Allerdings bearbeiten die meisten Studien Flusssysteme, die zwar durch Urbanisierung stark in Mitleidenschaft gezogen werden, jedoch kein rein städtisches Habitat darstellen, da die Stadt immer nur einen Abschnitt des Flusses beeinflusst.

Am Beispiel der Fischfauna der Seine in Paris (Boet et al. 1999) lässt sich zeigen, dass vor allem migrierende Fischarten durch die veränderten Flussbedingungen betroffen sind und auch die noch vorhandenen Arten durch niedrigere Reproduktionsraten weiter gefährdet bleiben. Die Artenzahl nimmt dabei von 13 Arten in ungestörten Bereichen der Seine oberhalb von Paris auf vier verbliebene Arten unterhalb der Metropole ab. Auch Cushman (2006) weist für einen der untersuchten Flüsse eine Abnahme von Abundanz und Artenreichtum mit zunehmender Urbanisierung nach. Allerdings findet sie auch einen Fluss, in dem es keine Veränderung der Fischfauna gibt, da die Artenzusammensetzung selbst in natürlicherer Umgebung bereits urbantolerant ist.

In Ergänzung findet auch Marchetti et al. (2006) starke Unterschiede der Artzusammensetzung zwischen getrennten Flusssystemen auf Grund von Verstädterungsprozessen, die in den verstärkten menschlichen Eingriffen und Einflüssen entlang der Läufe und ihrer Isolierung begründet sind. Die Invasion zwecks Fischerei eingeführter nicht einheimischer Arten trägt zusätzlich zur Homogenisierung der Fischfauna bei.

2.2.6 Arthropoden

Das diverseste Taxon sind weltweit die Arthropoden, nicht nur in der nahezu unüberschaubaren Artenzahl, sondern auch in ihrer Vielfalt der Nutzung unterschiedlichster Habitats auch in Städten. So verwundert es nicht, dass diese Gruppe kein einheitliches Bild in ihrer Stadtnutzung zeigt und Verallgemeinerungen stets problematisch bleiben.

Besonders Schmetterlinge und Carabiden sind weltweit eine typische Zielart für Studien in Städten (McIntyre 2000, Alaruikka et al. 2002, Brown & Freitas 2002, Ishitani et al. 2003, Angold et al. 2006, Posa & Sodhi 2006, u. v. m.). Als beispielhaft soll an dieser Stelle das GLOBENET-Projekt erwähnt werden (Niemelä et al. 2000). GLOBENET ist ein multinationales Forschungsrahmenkonzept, um den Einfluss von Stadtentwicklungsvorgängen auf die biologische Vielfalt beurteilen und vergleichen zu können. Die Besonderheit des Konzeptes ist, dass sich auf eine einzige Gruppe von Arthropoden beschränkt wird, in diesem Fall auf die Laufkäfer, und dass standardisierte Feldmethoden, hier die Gradientenanalyse, eingesetzt werden.

Es liegen so gut wie keine genau dokumentierten Angaben über den Artenverlust von Arthropoden vor. Am Beispiel der Region von San Francisco ist ein Rückgang von über 40 % der Schmetterlingsarten verzeichnet worden (Connor 2002). Tropische Waldarten weisen offensichtlich noch höhere Verluste auf. Posa & Sodhi (2006) nennen eine Größenordnung von 80 %.

Dennoch können einige Arthropoden in Städten hohe Abundanzen erreichen (< 3800 Individuen pro qm) und es werden Arten auf allen trophischen Ebenen registriert (McIntyre 2000). Ein Rückgang der Insektenfauna hat mitunter drastische Auswirkungen auf Insektivore anderer Taxa (Connor 2002).

Wegen ihrer Mobilität und der Nutzung von Nektarquellen verschiedenster Blütenpflanzen reagieren Schmetterlingsarten oft vergleichbar auf den Grad des menschlichen Einflusses in Stadträumen wie Vögel (Blair 1999, Clark et al. 2007, dagegen Posa & Sodhi 2006). Bei sinkender Zahl von Nektarressourcen und bei fehlenden Wirtspflanzen für das Raupenstadium gehen die Zahlen zurück (Dennis & Hardy 1999). Koh & Sodhi (2004) weisen auf den sehr engen Zusammenhang zwischen Wirtspflanzen der Larven und dem Vorkommen von Schmetterlingsarten in den städtischen Parkanlagen hin. Die Auswirkungen von Urbanisierungseffekten scheinen in tropischen Bereichen noch deutlicher auszufallen (Brown & Freitas 2002). Hier scheint auch im Gegensatz zu temperaten Regionen Konvektivität und Wasserverfügbarkeit eine größere Rolle zu spielen (Brown & Freitas 2002, Angold et al. 2006).

Bei zahlreichen Arthropodengruppen überwiegen kleine bis mittelgroße Generalisten (McIntyre et al. 2001, Alaruikka et al. 2002, Ishitani et al. 2003). Allerdings lässt sich für die einzelnen Taxa häufig kein deutlich erkennbarer Zusammenhang zwischen Urbanisierungsgradient und Abundanz sowie Artenzahl herstellen (Ishitani et al. 2003, Clark et al. 2007, dagegen Kache 2001 bei Staphylinidae, McIntyre et al. 2001, Alaruikka et al. 2002 bei Laufkäfern und Spinnen, Ulrich et al. 2007). Nach Clark et al. (2007) ist die Widerspiegelung dieser Wechselbeziehungen – sowohl in Bezug auf Qualität als auch Quantität der Effekte – besonders stark von den gewählten Skalierungsebenen der Studien abhängig.

Für die meisten Arten ist die lokale Habitatqualität (z. B. Vegetationsstruktur, Fragmentgröße, Fragmentalter oder Sukzessionsstadium) von entscheidender Bedeutung (Miyashita et

al. 1998, Bolgor et al. 2000, McIntyre et al. 2001, Shochat et al. 2004, Angold et al. 2006, Strauss & Biedermann 2006, Clark et al. 2007).

Nach Forsys & Allen (2005) kommen Ameisen mit der zunehmenden urbanen Zersiedlung relativ gut zurecht. Selbst nach Bestandseinbrüchen auf Grund von Invasionen nicht einheimischer Arten können sich Ameisenpopulationen unter günstigen Bedingungen wieder vollständig erholen (Morrison 2002, Morrison & Porter 2003). Deswegen werden von einigen Autoren Ameisen, genauso wie Springschwänze oder Milben, als keine besonders geeigneten Indikatoren in Bezug auf Urbanisierungswirkungen eingestuft (McIntyre et al. 2001).

3 Stadtstrukturen und biologische Vielfalt

Die Komplexität und Vielfalt städtischer Strukturen sind vielfach beschrieben und als wesentliche Faktoren der biologischen Vielfalt dargestellt worden (s. Kapitel 1 und 2).

Strukturell kann eine Stadt als ein mosaikartiges Gefüge von Habitaten (Mazerolle & Villard 1999) charakterisiert werden. Zum einen sind in das städtische Gesamtgefüge verschiedenste Teilräume mosaikartig eingebettet, zum anderen ist eine Stadt selbst als ein mehr oder weniger deutlich abgrenzbarer Raum in einen größeren Landschaftskomplex eingebunden. Zur Beschreibung dieses Verhältnisses zwischen einem Gesamtgefüge und seinen Teilräumen wird in verschiedenen Studien das Matrix-Patches-Modell aus der Landschaftsökologie übernommen. Je nach Maßstab sind entweder der Landschaftsraum die Matrix und die Siedlungsgebiete der Stadt die „Patches“ (Di Mauro et al. 2007) oder die Stadt stellt die Matrix dar, in der die einzelnen Habitate innerhalb der Stadt die „Patches“ sind (Garden et al. 2006). Bei Letzterem werden in der Regel die baulich genutzten Flächen und die dazu gehörende bauliche Infrastruktur als die urbane Matrix bezeichnet, wogegen die Grünräume als die „Patches“ angesehen werden (Green & Baker 2003). Da der Mosaikcharakter der Stadt auch als eine fragmentierte heterogene Landschaftsform dargestellt werden kann, können entsprechende Ansätze, Methoden und Theorien der Landschaftsökologie hierauf übertragen und genutzt werden, um die Beziehungen zwischen Biodiversität und Stadt zu analysieren und zu beurteilen (Adams 2005).

Im Folgenden werden beide Ebenen, das heißt sowohl die Struktur des Gesamtgefüges Stadt als auch die Strukturen der einzelnen Habitate in einer Stadt angesprochen.

3.1 Landschaftsebene

Das Problem der Betrachtung auf dieser Ebene ist, dass bis auf die Faktoren Stadtgröße und Urbanisierungsgradient kaum Untersuchungen vorliegen, die eine weitergehende Beantwortung von Fragen über die Beziehung von Stadtstruktur und Biodiversität zulassen. In letzter Zeit sind einige Arbeiten zu finden, die sich mit dem Verhältnis von Stadtform zu biologischer Vielfalt befassen (Tratalos et al. 2007a, Werner 2007). Dagegen sind in den letzten Jahren zahlreiche Untersuchungen durchgeführt und veröffentlicht worden, die sich mit dem Stadt-Umland-Gradienten beschäftigen (s. unten 3.1.4). Eine Übersicht zu diesem Thema ist zum Beispiel bei McKinney (2008) zu finden. Savard et al. 2000 benennen als wesentliche Faktoren, die den Anteil einheimischer Arten – hier die Avifauna – bestimmen, die geographische Lage einer Stadt, der landschaftliche Kontext, in den eine Stadt eingebunden ist, und den Anteil der natürlichen Vegetation innerhalb einer Stadt.

3.1.1 Landschaftsraum (Matrix, landschaftlicher Kontext)

Städte sind auf unserem Planeten in den unterschiedlichsten Landschaftsräumen zu finden. So sind beispielsweise Städte in Teilen Nordeuropas, Kanadas oder auch der tropischen Regionen in Waldlandschaften und zwar von borealen Wäldern bis hin zu Regenwäldern, in Mitteleuropa oder Südeuropa zu großen Teilen in agrarische Kulturlandschaften, in Australien, USA oder Afrika teilweise in Steppenlandschaften oder gar Wüstenlandschaften eingebettet. Hinzu kommen die über die ganze Erde verbreiteten Küstenstädte, die durch den Grenzbereich Land und Meer geprägt sind. Die einheimischen Arten einer Stadt spiegeln zu erheblichen Teilen diese Landschaftsräume wider. Zum Teil besteht das vorhandene Arten-

potenzial, wie bereits oben erwähnt, zu einem hohen Anteil aus Arten des jeweiligen Landschaftsraumes. Die Besonderheit der Städte besteht jedoch darin, dass den ursprünglichen Landschafts- und Habitatstrukturen neue landschaftsuntypische Strukturen hinzugefügt werden. Neben den baulichen Strukturen, die quasi eine Felsenlandschaft einfügen (Lundholm & Martin 2006), werden zum Beispiel in Wüstenstädten die Habitate um gut bewässerte Rasenflächen ergänzt (Hope et al. 2003). In den Städten der Waldlandschaften treten zahlreiche Offenlandbiotope hinzu, so dass diese im Durchschnitt gehölzärmer als die Region sind. Den Städten in der Agrarlandschaft oder Steppe werden wiederum zahlreiche baumbestandene Parkanlagen dazugestellt, so dass diese im Durchschnitt gehölzreicher als ihr Umland sind.

Die Wirkungen dieser Einbindung in den Landschaftsraum auf Teile der Flora und Fauna wird in einigen Studien als gering eingeschätzt (Strauss & Biedermann 2006). So ist nach Clergeau et al. (1998) bei Vögeln nicht erkennbar, dass sich die Zusammensetzung der Avifauna verschiedener Städte innerhalb eines bestimmten geographischen Großraumes – hier Nordeuropa – auf Grund des jeweiligen regionalen biogeographischen Landschaftsraumes unterscheidet. Hier wäre zu prüfen, inwieweit Generalisten diese Differenzierung überdecken, da die landschaftstypischen Arten, die in den Städten vorkommen, sich zu einem hohen Prozentsatz aus den Generalisten zusammensetzen (s. unten Absatz zu Stadtstrukturen). Auf einer anderen Maßstabsebene, der Habitatebene, lassen sich nach Chamberlain et al. (2004) für zahlreiche Vogelarten durchaus signifikante Wechselwirkungen zur Umgebung feststellen, wogegen Daniels & Kirkpatrick (2006) den Einfluss eher geringer einschätzen. Daniels & Kirkpatrick (2006) erklären diese Differenzen auf Grund der unterschiedlichen Maßstabsebenen, da Chamberlain et al. (2004) nur die unmittelbare lokale Umgebung und nicht die Landschaftsebene untersucht haben. Am Beispiel der Zusammensetzung der Pflanzenarten kommt Pysek (1998) zu dem Ergebnis, dass zumindest der Anteil von Neophyten durch geographische Unterschiede innerhalb Zentraleuropas nicht sonderlich beeinflusst wird. Andere Faktoren, wie Strukturqualität der Einzelhabitate innerhalb der Stadt oder die Größe der Stadt werden als wirkmächtiger eingestuft. Auch bei zusammenfassenden Auswertungen von Studien über Invertebraten kommen die Autoren zu dem Ergebnis, dass der Landschaftskontext nur bei 20 % der ausgewerteten Studien signifikante Effekte zeigt. Bei den Vertebraten liegt der Wert allerdings bei ca. 80 % (Di Mauro et al. 2007).

Auf der anderen Seite vermuten zum Beispiel Tait et al. (2005), dass der Rückgang der Fauna in Adelaide in den letzten Jahren nicht nur durch Veränderungen innerhalb des Stadtgebietes, sondern zu erheblichen Teilen auch auf Änderungen wie die zunehmende Fragmentierung und Nutzungsintensivierung der umgebenden Landschaft zurückzuführen ist. Dieser Zusammenhang ist besonders bei mobilen Arten anzunehmen, die Stadt und Umland nutzen können (Everette et al. 2001, Chace & Walsh 2006) bzw. für die das Umland permanente Quelle für die Wiederbesiedlung der städtischen Habitate ist.

Habitatspezialisten sind von den Veränderungen der Matrix einer Landschaft wiederum besonders betroffen, wogegen Generalisten hiervon eher unberührt bleiben (Ries et al. 2001, Steffan-Dewenter 2003, Henle et al. 2004).

Zu der Betrachtung der Wirkungen des Landschaftsraumes gehört auch, dass zum Beispiel in Mitteleuropa Städte bzw. Siedlungsräume mit hoher Bevölkerungsdichte in Landschaftsräumen angesiedelt sind, die von Natur aus relativ artenreich sind (Kühn et al. 2004). Ein Zusammenhang zwischen Bevölkerungsdichte und Artenvielfalt wird für Europa insgesamt

und auch auf globaler Ebene registriert (Araujo 2003). Dieser Zusammenhang ist insofern nicht verwunderlich, da sich Städte typischerweise in Regionen entwickelt haben, die sowohl produktiv als auch in der Regel durch eine landschaftliche Vielfalt gekennzeichnet sind (Flusslandschaft mit angrenzenden Terrassenlandschaften oder im Übergang zwischen Ebene und Gebirge). Wenn die Artenvielfalt der Städte auch auf diesen Zusammenhang zurückzuführen ist, dann ist dies ebenfalls ein Beleg über die Wechselwirkung zwischen der ökologischen bzw. biotischen Ausstattung eines Landschaftsraumes und der darin eingebetteten Stadt (s. auch Kap. 4.1.2).

3.1.2 Städtische Strukturen (städtische Matrix)

Bezogen auf die Stadt können Arten auch danach unterteilt werden, ob sie in der Lage sind, die städtische Matrix zu durchwandern oder diese sogar als Lebensraum zu nutzen. Garden et al. 2006 bezeichnen diese als Matrix nutzende Arten („matrix-occupying“), im Folgenden werden diese auch kurz nur Matrixarten genannt. Dagegen können Arten, für die die Bauflächen Barrieren darstellen, Matrix meidende („matrix-sensitive“) Arten genannt werden. Diese Arten bleiben auf städtische Einzelhabitats („patches“), in der Regel Grün- und Brachflächen, beschränkt und sind durch Fragmentierung und sonstigen potenziellen Änderungen dieser begrenzten Lebensräume im städtischen Raum einem höheren Risiko ausgesetzt (Crooks et al. 2004). In Australien zählen vor allem kleine, insektivore und nektarvore Vögel zu den Matrix meidenden Arten (White et al. 2005). Zwischen den Begriffen „matrix-occupying“ und „matrix-sensitive“ gibt es zwar in Bezug zu den Begriffen wie „exploiters“ bzw. „adapters“ und „avoiders“ Näherungen, dennoch sind diese Begriffe nicht deckungsgleich. Dies gilt in gleicher Weise für die Begriffe urbanophob und urbanophil (s. Tab. 2).

Cook et al. (2002) bzw. Godefroid & Koedam (2003) haben festgestellt, dass Matrixarten, da sie zu erheblichen Teilen Generalisten sind, auch die „patches“ besiedeln und dass durch diese Artengruppe Wirkungen von Habitatgröße oder Habitatdistanzen auf die Artenvielfalt überdeckt werden können. Wird diese Artengruppe bei der Analyse von „patch-effects“ herausgenommen, dann lassen sich deutlichere Zusammenhänge zwischen strukturellen Eigenschaften von Einzelhabitats und Artenvielfalt darstellen. Für mobile Arten wie Vögel, Schmetterlinge oder flugfähige Käfer wirkt sich die Lage von Habitats innerhalb der Stadtmatrix nicht so entscheidend aus, sondern viel bedeutender sind die Qualitäten der jeweiligen Habitats (Clergerau et al. 1998, Angold et al. 2006). Gleiches wird für die Flora formuliert, die auf Brachflächen zu finden ist. Die Flora auf Brachflächen besteht zu sehr hohen Anteilen aus Arten mit guten Verbreitungsmöglichkeiten, über 50 % Arten mit Windverbreitung (Godefroid et al. 2007). Andererseits wird auch für Vögel analysiert, dass die Habitatnutzung bei überwinternden Wasservögeln (McKinney et al. 2006) durch das städtische Umfeld oder der Bruterfolg von Vögeln durch die Kombination von Habitatgröße und Art der Umgebung mit beeinflusst werden (Clergeau et al. 2001, Chamberlain et al. 2004, Donnelly & Marzluff 2004). Am Beispiel von Eichhörnchen konnten deutlich bessere Erklärungsmuster über deren Vorkommen auf Einzelhabitats entwickelt werden, wenn die Durchlässigkeit der Matrix mit analysiert wurde (Verbeylen et al. 2003). Ergänzend zeigt Hodgson 2005, dass in naturnahen Restflächen, die von einer dichten Wohnbebauung umgeben sind, Matrixarten stark vertreten sind, wogegen bei Restflächen, die von gut durchgrüntem Wohngebieten umgeben sind, noch zahlreiche Arten vorkommen, die an naturnahe Habitats gebunden sind. Auch am Beispiel der Moosflora lassen sich deutliche Zusammenhänge zwischen der Flora der Parks und der Flora ihrer Umgebung erkennen (Fundali 2001). Daraus lässt sich die

Konsequenz ableiten, dass zur Förderung der Artenvielfalt auf den Einzelhabitaten auch die Gestaltung der Matrix beeinflusst werden muss (Marzluff & Ewing 2001).

Es gibt leider nur relativ wenig Studien, die sich mit den Zusammenhängen zwischen Ausgestaltung der städtischen Matrix sowie den Wechselwirkungen zwischen Matrix und Einzelhabitaten („patches“) auf die biologische Vielfalt befassen (Whitford et al. 2001, Melles et al. 2003, Crooks et al. 2004, Zerbe et al. 2003). Der scheinbare Inselcharakter der Grünflächen und die scharfen Übergänge zwischen den einzelnen Nutzungstypen (Grove et al. 2005, Deichsel 2007) verleiten dazu, die gegenseitigen Wechselwirkungen zu übersehen (Borgström et al. 2006). Die städtische Matrix besteht nicht nur aus Gebäuden und versiegelten Flächen, sondern ist zu erheblichen Teilen selber durchgrünt. Viele Wohngebiete in Mitteleuropa haben Durchgrünungsgrade von 50 % und mehr und sie zeichnen sich durch eine Vielfalt an Kleinhabitaten gegenüber den anderen Flächennutzungen aus (McIntyre et al. 2001). Für Städte des Vereinigten Königreichs wird geschätzt, dass 19 % bis 27 % der gesamten Stadtfläche Hausgärten sind (Smith et al. 2006c), die zum Teil eine hohe Lebensraumfunktion für die Pflanzen- und Tierwelt erfüllen. Diese Gärten mit hohen Lebensraumqualitäten können durchaus die Funktion von Quelllebensräumen übernehmen und somit andere Habitate, wie etwa Waldflächen, positiv ergänzen. Folglich können sie zum Beispiel für Waldmäuse negative Effekte, die durch eine Fragmentierung der Waldflächen auftreten können, reduzieren (Baker et al. 2003). Diese positiven Habitatfunktionen treffen nicht nur auf Hausgärten, sondern auch auf die so genannten Abstandsgrünflächen zwischen Wohnblocks zu (Werner 1999).

Viel zu häufig werden Untersuchungen auf Einzelhabitate beschränkt, die unabhängig von ihrer Umgebung betrachtet werden. Lokale Phänomene von Einzelhabitaten lassen sich nicht richtig einordnen, wenn der Einfluss der lokalen Umgebung nicht mit beachtet wird (Chamberlain et al. 2004). Dieser Einfluss kann sich unter Umständen für die biologische Vielfalt als größer erweisen als der direkte Verlust einzelner Habitate (Mazerolle & Villard 1999). Viele städtische Flächen, dazu zählen vor allem sowohl Parkanlagen als auch durchgrünte Wohngebiete am Stadtrand, können als Flächen mittleren Störungsgrades eingeschätzt werden (Turner et al. 2005). Zusammen mit den zahlreich mosaikartig verteilten weiteren Habitaten erklärt dies den hohen Artenanteil von Stadtrandgebieten (Zerbe et al. 2003). Einschränkend ist allerdings anzumerken, dass bei Carabiden diese Hypothese des hohen Artenreichtums bei mittlerem Störungsgrad nicht nachvollziehbar ist (Niemelä et al. 2002, Magura et al. 2004).

In Deutschland sind in mehr als 200 Städten (towns and cities) Biotopkartierungen durchgeführt worden (Schulte & Sukopp 2003). Viele dieser Biotopkartierungen verfolgen das Ziel, flächendeckend die Habitatqualität aller Landnutzungstypen in einer Stadt abzubilden, um so die Bedeutung sowohl aller Landnutzungstypen als auch der konkreten Landnutzungen für die biologische Vielfalt einer Stadt bewerten zu können. In Großbritannien sind ebenfalls zahlreiche städtische Übersichtskartierungen durchgeführt worden (Jarvis & Young 2005), und in Südkorea (Hong et al. 2005), Japan (Müller 1998, Osawa 2004) sowie Südafrika (Cilliers et al. 2004) wurde das deutsche Modell der Stadtbiotopkartierungen übernommen. Allerdings handelt es sich bei diesen Kartierungen meist um lokale Erfassungen für die lokale Stadtplanung, so dass zum einen kaum Querschnittsvergleiche vorliegen und zum anderen diese auf Grund der in der Praxis unterschiedlichen Umsetzung auch nur schwer vergleichbar sind.

3.1.3 Stadt-Umland-Gradienten

Die Gradientenanalyse entlang eines Stadt-Umland-Gradienten stellt den am meisten verwendeten Untersuchungsansatz zur Analyse der Beziehungen zwischen Artenreichtum bzw. Artenzusammensetzung und dem Grad der Verstädterung dar (Fernandez-Juricic & Jokimäki 2001). McDonnell et al. (1997), Niemelä et al. (2002) oder McKinney (2008) sehen in einer weiten Verwendung der Gradientenanalyse die Möglichkeit, regionale und globale Vergleiche zwischen verschiedenen Städten und über unterschiedliche taxonomische Gruppen hinweg vornehmen zu können. Es wird impliziert, dass dieser Gradient, der vom dicht bebauten Stadtzentrum über den Stadtrand bis hin zum ländlichen Umland reicht, überall in der Welt vorkommt und vergleichbare Strukturen und Prozesse widerspiegelt. Die GLOBENET-Projekte verfolgten beispielhaft diesen Ansatz (Niemelä et al. 2000). Darüber hinaus wird bei der Auswertung von Stadt-Umland-Gradienten häufig der ergänzenden Fragestellung nachgegangen, inwieweit die Hypothese der hohen Artenvielfalt bei mittlerem Störungsgrad auf diesen Gradienten zutrifft (McKinney 2008). Es besteht die Annahme, dass der Stadtrand oder städtische Habitatflächen am Stadtrand Lebensräume mittleren Störungsgrades darstellen.

Zwei Problembereiche werden jedoch bei einer vergleichenden Auswertung von Untersuchungen, die mittels Stadt-Umland-Gradientenanalysen durchgeführt worden sind, deutlich. Zum einen bewegen sich die Untersuchungen auf unterschiedlichen Maßstabsebenen. Wiederum ist ein Mix zwischen den beiden Maßstabsebenen Landschafts- und Habitatebene erkennbar. Einige Untersuchungen basieren zum Beispiel auf Daten von Rasterkartierungen. In den Rastern (z. B. 1 x 1 km) ist in der Regel eine Mischung verschiedener städtischer Nutzungsformen zu finden (Godefroid & Koedam 2007), die entlang eines Stadt-Umland-Gradienten vor allem eine Veränderung in der Bebauungsdichte und in der Gründurchmischung widerspiegeln. Dagegen beziehen sich andere Untersuchungen auf spezifische Habitate, die im Stadtgebiet entlang eines Stadt-Umland-Gradienten angeordnet sind (Alaruikka et al. 2002, Hahs & McDonnell 2007). Damit bekommen habitatspezifische Veränderungen, die entlang des Gradienten auftreten und die biologische Vielfalt beeinflussen, einen hohen Stellenwert (Germaine & Wakeling 2001) und können Einflüsse der „urban matrix“ überprägen (s. Kap. 3.1.3 und 3.2). Zerbe et al. (2003) haben am Beispiel eines Transektes in Berlin beide Maßstabsebenen parallel untersucht und entsprechende Unterschiede in den Ergebnissen herausgearbeitet. Zum anderen können sich die Einflussfaktoren, durch die der Gradient in den Städten bestimmt ist und die auf die einzelnen untersuchten Habitate wirken, durchaus erheblich unterscheiden. Der Gradient ist nicht so gleichgerichtet, wie es oben impliziert wird. Es existiert eine komplexe Mischung zwischen direkten Einflussgrößen, wie z. B. Flächengröße, Störung sowie Management, und indirekten Einflussgrößen, wie z. B. Klima und Luftbelastung (Niemelä et al. 2002, Alberti 2005, Deichsel 2006). Das Gradientenparadigma ist nach Hope et al. (2003) ein gutes Modell in Bezug auf die einheimische Vegetation, aber nicht bezüglich Artenvielfalt. Denn wenn durch menschliche Tätigkeiten Ressourcenlimits aufgehoben werden oder artenarme natürliche Vegetation (z. B. Wüstenvegetation) um weitere Vegetationselemente angereichert werden, dann würde dieses Modell nicht mehr stimmen.

Es ist kaum möglich, einzelne Einflussgrößen gegeneinander abzugrenzen (Weller und Ganzhorn 2004). Diese komplexe Mischung kann sehr inhärent zwischen den Städten und den einzelnen Habitaten ausgeprägt sein und somit gestalten sich vergleichende Interpretationen der Ergebnisse als sehr schwierig (Sadler et al. 2006). Celesti-Grapow et al. (2006)

zeigen am Beispiel der Flora von Rom zudem anschaulich, dass Stadt-Umland-Gradienten bei heterogenen Landschaftsverhältnissen sogar innerhalb einer Stadt sehr unterschiedliche Verhältnisse zwischen Artenvielfalt und Urbanisierungseinflüssen widerspiegeln können.

Auch die Anwendung der Hypothese des mittleren Störungsgrades auf den Landschaftsraum Stadtrand bzw. auf städtische Einzelhabitats am Stadtrand stellt eine zu starke Vereinfachung der Abgrenzung der drei Räume Umland, Stadtrand und Innenstadt dar.

3.2 Habitatebene

Genauso wie die städtischen Strukturen jeder Stadt ein Abbild der jeweiligen Stadtgeschichte sind, so sind die in die jeweilige Stadt eingebundenen natürlichen Strukturen auch ein Abbild der Naturgeschichte jeder Stadt. Darauf aufbauend lassen sich für alle Städte prinzipiell vier Arten von Natur abgrenzen (Kowarik 2005).

<i>Natur 1 „alte Wildnis“:</i>	Reste der ursprünglichen Naturlandschaft.
<i>Natur 2 „traditionelle Kulturlandschaft“:</i>	Ehemals land- und forstwirtschaftliche Flächen.
<i>Natur 2 „Funktionsgrün“:</i>	Parkanlagen, Grünflächen und Gärten.
<i>Natur 4 „städtische Wildnis“:</i>	Neuartige Formen der Spontanentwicklung, besonders ausgeprägt bei Brachflächen.

Diesen vier Arten von Natur können sowohl die einzelnen Habitatstrukturen, oben über die verschiedenen Grünhabitats hervorgehoben dargestellt, als auch die einzelnen in einer Stadt vorkommenden Arten zugeordnet werden. Viele Veröffentlichungen über einzelne Habitats einer Stadt lassen sich diesen vier Arten zuordnen (Restflächen der Naturlandschaft – Teo et al. 2003, Stenhouse 2004, Stadtwälder – Kowarik & Körner 2005, Nakamura et al. 2005, Posa & Sodhi 2006, Stadtparks und Gärten – Rusterholz 2003, Cornelis & Hermy 2004, Gaston et al. 2005a, städtische Brachflächen – Godefroid 2001, Muratet et al. 2007).

Vielfach wird beschrieben, dass die Qualität von Habitatflächen für die biologische Vielfalt durch die strukturelle Ausstattung – bei Tieren im Wesentlichen dargestellt über die Vegetationsstruktur –, durch die Flächengröße, durch das Alter und durch die Vernetzung der jeweiligen Habitats bestimmt sind (Stenhouse 2004). Und zwar je struktureicher, je größer, je älter und je weniger isoliert eine Habitatfläche ist, umso besser für die biologische Vielfalt (Cornelis & Hermy 2003, Angold et al. 2006, Chace & Walsh 2006). Am Beispiel von phytophagen Insekten auf städtischen Brachflächen konnte gezeigt werden, dass die Artensammensetzung vornehmlich durch Vegetationsstruktur und dann gefolgt durch die Faktoren Bodenparameter, Flächenalter und landschaftlicher Kontext bestimmt wird. Für die meisten Arten waren die lokalen Faktoren, wie Vegetationsstruktur, Alter und Bodenbeschaffenheit, von größter Bedeutung. Die Verbreitung von nur wenigen Arten wurde besonders durch den landschaftlichen Kontext beeinflusst (Strauss & Biedermann 2006).

Allerdings zeigen viele Studien, dass die Zusammenhänge nicht immer so eindeutig dargestellt werden können. Dies hängt meistens mit folgenden Aspekten zusammen: 1) Unterschätzung der Wechselwirkungen zwischen Habitatfläche und Matrix (Mazerolle & Villard 1999); 2) Unterschiedlich mobile Arten lassen sich nicht einfach miteinander vergleichen (Smith et al. 2006c); 3) Auch Einzelhabitats, insbesondere wenn sie von mehreren Hektar bis zu mehreren Quadratkilometern reichen, bestehen aus einer Summe von Mikrohabitats. Hinzu kommt noch, dass diese auch noch über unterschiedliche Maßstabsebenen hinweg

analysiert werden (Hobbs & Yates 2003); 4) Letztlich decken die meisten Studien nur einen begrenzten Zeitabschnitt ab, der viel zu häufig lediglich ein Untersuchungsjahr umfasst (Hobbs & Yates 2003).

Im Folgenden werden kurz einige aktuelle Ergebnisse zu den Strukturmerkmalen dargestellt.

3.2.1 Habitatstrukturen

Generell umfasst die Habitatstruktur die Summe, Zusammensetzung und dreidimensionale Anordnung physischer Elemente eines Standortes (Byrne 2007). Eingeschränkt auf die Vegetationsstruktur werden im Folgenden einige Aspekte beispielhaft herausgegriffen und etwas näher betrachtet.

Die strukturelle Diversität der Vegetation von städtischen Habitaten wird als ein guter Indikator zur Bemessung von biologischer Vielfalt angesehen (Whitford et al. 2001). Insbesondere für Vögel wird der Zusammenhang zwischen Artenreichtum und entwickelter Grünstruktur dargestellt (Sandström et al. 2006). Kleinstrukturen, die als wichtige Habitatfaktoren identifiziert worden sind, sind zum Beispiel große alte Bäume und Totholz. Diese Strukturen decken die speziellen Ansprüche von Höhlen bewohnenden Arten ab und leisten somit einen spezifischen Beitrag zur Artenvielfalt (Mörtberg 2001).

Dem Habitatfaktor Vegetationsstruktur wird bei Vögeln als hochmobile Tiergruppe, wie schon verschiedentlich erwähnt, eine vorrangige Priorität gegenüber anderen Faktoren, wie Landschaftsausstattung und Vernetzung, eingeräumt (Clergeau et al. 2001, Fernandez-Juricic & Jokimäki 2001, Hostetler & Knowles-Yanez 2003, Leveau & Leveau 2004, Donnelly & Marzluff 2006). Gleiches wird auch für Arthropoden festgehalten (McIntyre et al. 2001). Der Anteil von Bäumen spielt auch für das Vorkommen von Fledermäusen eine wichtige Rolle, da zum Beispiel in nordamerikanischen Städten zahlreiche Fledermäuse und Fledermausarten fast ausschließlich, nämlich zu 89 %, Bäume als Schlafplätze nutzen. Besonders große Bäume erfüllen diese Lebensraumfunktion (Evelyn et al. 2004).

In verschiedenen Studien wird auf die Wechselwirkungen zwischen dem Vorhandensein von einheimischen Vegetationselementen bzw. einheimischen Pflanzenarten und dem Vorkommen von einheimischen Tierarten verwiesen. McIntyre et al. (2001) haben analysiert, wie sich in der urbanen Landschaft zum einen Vegetationsreste der Natur- und der Agrarlandschaft und zum anderen Grünanlagen der Wohn- bzw. Industriegebiete, die vornehmlich mit nicht einheimischen Arten bepflanzt sind, auf die Zusammensetzung der Arthropodenfauna auswirken. Sie stellten fest, dass sich je nach Landnutzung und Vegetationsausstattung – einheimische oder nicht einheimische Vegetation – die Zusammensetzung der Arthropodenfauna wesentlich veränderte. Verschiedene Autoren betonen eine positive Korrelation sowohl grundsätzlich zwischen einheimischen Vegetationselementen und Artenreichtum (Chace & Walsh 2006) als auch spezifisch zwischen einheimischen Vegetationselementen und dem Vorkommen einheimischer Tierarten, hier Vogelarten (Daniels & Kirkpatrick 2006). Gleiches berichtet Turner (2006) für die Stadt Tuscon, Arizona. Die stärkste positive Korrelation zur Abundanz und Diversität von einheimischen Vögeln besteht zum Anteil einheimischer Vegetation, hier speziell zur Strauchvegetation der Wüstenlandschaft. Bei einem Vergleich verschiedener Hausgärten kommen auch Parsons et al. (2006) zum Ergebnis, dass in Hausgärten mit vornehmlich einheimischer Vegetation mehr einheimische Vogelarten zu beobachten sind als in anderen Hausgärten. Bei Schmetterlingen wird die Abhängigkeit zu Wirtspflanzen im Larvenstadium als wesentlicher Faktor benannt, der für eine derartige Korrelation verant-

wortlich ist (Koh 2007). Crooks et al. (2004) formulieren es allgemein etwas vorsichtiger. Sie registrieren eine schwache Signifikanz der Artenvielfalt zum Anteil naturnaher Vegetation.

In diesem Zusammenhang verweisen Turner et al. (2005) darauf, dass auf Standorten mit naturnaher und semi-natürlicher Vegetation nur wenige nicht einheimische Arten zu finden sind. Ihre Schlussfolgerung ist, dass eine naturnahe Gestaltung und Entwicklung die Robustheit gegenüber dem Eindringen von gebietsfremden Arten erhöht.

3.2.2 Habitatgröße

Die Habitatgröße ist vielfach mit einer Zunahme von Habitatstrukturen und Mikrohabitaten verbunden und die Artenzahl steigt in der Regel an. Dies trifft ebenfalls auf die städtische Habitate zu, und so lassen sich auch hier die typischen Arten-Areal-Beziehungen identifizieren (Bolgor et al. 2000, Angold et al. 2006). Somit ist Flächengröße gleichfalls für städtische Habitate ein bedeutender Faktor bzw. Indikator in Bezug auf Artenreichtum und Artenvielfalt (Crooks et al. 2001). Diese Arten-Areal-Beziehungen können, wie bei Pflanzenarten für Berlin gezeigt, für verschiedene Habitattypen auf unterschiedlichen Niveaus liegen. Städtische Brachflächen liegen dabei auf einem besonders hohen Niveau (Sukopp & Werner 1983). Davon abzugrenzen ist eine Bewertung der Artenvielfalt pro konstanter Flächeneinheit, also pro Hektar oder Quadratkilometer. Bei einer derartigen Betrachtung unterscheiden sich große und kleine städtische Habitatflächen zum Teil gar nicht, oder kleinere Flächen weisen relativ gesehen sogar höhere Artenzahlen auf (Gibbs & Hochuli 2002).

Verschiedene Studien weisen darauf hin, dass in großen Parkflächen häufiger auch naturnahe Vegetationselemente integriert sein können und dadurch einheimische Tierarten besonders gefördert werden (Chace & Walsh 2006). Auf der anderen Seite führt eine Verkleinerung von Flächen zu einer Zunahme von Randeffekten und damit auch von Störungen. Die Zunahme von Störungen wiederum erleichtert die Invasion durch nicht einheimische Arten (Honnay et al. 1999) und stellt über diesen Weg eine Gefährdung für einheimische Arten dar. Es gibt jedoch Studien aus australischen Städten, die bei naturnahen Restflächen keine signifikanten Unterschiede zwischen Flächengröße und Invasionsgefährdung durch nicht einheimische Arten feststellen konnten (Antos et al. 2006).

Der positive Zusammenhang zwischen Artenreichtum und Flächengröße stellt eine starke Vereinfachung dar. Immer mehr Studien kommen zu unterschiedlichen und widersprüchlichen Ergebnissen, insbesondere wenn einzelne Tiergruppen und die Standortfaktoren genauer analysiert werden (Hobbs & Yates 2003, Rainio & Niemelä 2003, Altherr 2007, Deichsel 2007). Hinter dem Faktor Größe verbirgt sich meist eine Komplexität von weiteren Faktoren (Deichsel 2007). Am Beispiel von Hausgärten zeigen Chamberlain et al. (2004), dass große Gärten eher mit Bäumen bepflanzt sind und dass sie im Durchschnitt näher am Stadtrand liegen. Die Faktoren sauber gegeneinander abzugrenzen und zu gewichten, ist sehr schwierig. Tschardt et al. (2002) bringen dies auf den Punkt, indem sie schreiben, dass Flächen- bzw. Fragmentgröße als einfache Vorhersageparameter für den Artenreichtum ausgedient haben.

In Bezug auf die Zusammensetzung der Artengemeinschaften wird der Habitatgröße sehr wohl ein starker Einfluss zugesprochen, wie zum Beispiel Altherr (2007) oder Gibbs & Hochuli (2002) an Hand von Carabiden, Staphyliniden, Arachniden, Hymenoptera (Ameisen, Wespen) und Diptera (Fliegen) zeigen konnten.

Es gibt immer wieder Hinweise, dass mehrere kleinere Flächen die regionale Artenvielfalt, also die β -Diversität, stärker erhöhen können als einzelne große Flächen (Gibbs & Hochuli 2002). Unter Berücksichtigung der Besonderheit der städtischen Räume, nämlich dass für die Neugestaltung von Grünflächen, insbesondere in den Kernbereichen der Städte, häufig keine großen (Turner 2006), sondern nur kleinere Flächen zur Verfügung stehen, könnte dies bedeuten, dass insbesondere die Förderung der β -Diversität als Richtschnur für Maßnahmen zum Erhalt der Artenvielfalt im städtischen Raum herangezogen werden sollte.

3.2.3 Habitatalter

In verschiedenen Reviews wird, wie bei den anderen Habitatfaktoren, für Pflanzen und verschiedene Tiergruppen in der Regel eine positive Korrelation zwischen Alter der Habitate und Artenvielfalt betont (McIntyre 2000, Clergeau et al. 2001, Crooks 2002, Chace & Walsh 2006). Aber auch hier ist erneut festzuhalten, dass zahlreiche Einzelstudien zu widersprüchlichen Ergebnissen kommen.

Das Thema Alter von Habitaten umfasst unterschiedliche Aspekte:

1. Den Aspekt der Reste von ursprünglicher, „alter“ naturnaher Vegetation (Antos et al. 2006).
2. Den Aspekt einer über Jahrzehnte oder gar Jahrhunderte andauernden Nutzung und Pflege von Flächen (Kowarik 1998, Celesti-Grapow et al. 2006).
3. Den Aspekt der Sukzession und der Entstehung differenzierter Vegetationsstrukturen (Hansen et al. 2005). In diesen Fällen steht der Faktor Alter stellvertretend für den Faktor Habitatqualität (Honnay et al. 1999).

Beim ersten Aspekt steht nicht so sehr die Artenvielfalt als solche, sondern die Bedeutung dieser Flächen für den Erhalt einheimischer Arten und die potenzielle Gefährdung durch invasive Arten im Vordergrund. Diese Restflächen ursprünglicher Natur sind zum einen Refugien bedrohter einheimischer Arten und zum anderen wird attestiert, dass diese Flächen, wenn die Störungen und Belastungen durch die Umgebung nicht zu hoch sind, relativ gut der Invasion durch nicht einheimische Arten widerstehen (Antos et al. 2006). Bemerkenswerte Beispiele von entsprechenden Restflächen, die zum Teil sogar in den Zentren der Städte liegen, sind in Rio de Janeiro (Brasil) die Restwälder der Mata Atlantica, in Singapur die immergrünen Waldreste, die in den Botanischen Garten integriert sind, in Caracas (Venezuela) der National Park El Avila mit seinen Felswänden, in den australischen Städten bzw. Metropolregionen Perth, Melbourne und Sydney verschiedenste Restflächen des Buschlandes, die Felswände und Felsaufschlüsse in Edinburg (Schottland) oder die natürlichen Restwälder in York (Canada) und in Portland (USA) (Heywood 1996, Miller & Hobbs 2002, Stenhouse 2004).

Celesti-Grapow et al. (2006) analysieren für Rom, dass die archäologischen Stätten die Flächen mit besonderer Vielfalt der Pflanzenarten sind und führen dies unter anderem auf die jahrhundertlang gleichbleibende Gestaltung und Pflege zurück, die die Entwicklung von Kleinhabitaten fördert. Alte Parkanlagen, insbesondere in historisch alten Städten, bestehen zum Teil schon seit Jahrhunderten und haben manchmal wenig Veränderungen in der Pflege erfahren (z. B. die Royal Parks in London). Darüber hinaus sind in diesen Parks alte Kulturarten wie Gehölze und Zierpflanzen, aber auch alte Landschaftsrasenmischungen zu finden, die nicht nur eine Bedeutung für den engeren Naturschutz, sondern auch als Kulturgut besit-

zen (Kowarik 1998). Diese Faktoren erklären zum Teil den besonderen Artenreichtum alter Parkanlagen (Andersson 2006). Ebenso hervorzuheben sind die naturnahen Wald- und Gehölzflächen der religiösen Tempel- und Schreinanlagen in japanischen Städten oder der vor neunzig Jahren im Herzen von Tokio künstlich angelegte Meiji Jingu-Wald (www.meijijingu.or.jp/english/intro/index.htm). Am Beispiel der Vogelfauna von Madrid konnte gezeigt werden, dass das Alter der Parkanlagen die Artenzusammensetzung am stärksten erklärt. Bemerkenswert ist dabei, dass der regionale Artenpool die Zusammensetzung der Avifauna in den jüngeren Parkanlagen deutlich mitbestimmt, wogegen bei den alten Parkanlagen die lokalen Bedingungen maßgeblich von Bedeutung sind (Fernandez-Juricic 2000).

Die Studien, die sich mit den Auswirkungen von zeitlichen Entwicklungen, die von einem Jahr bis hin zu mehreren Jahrzehnten reichen können, für verschiedene Habitate wie Hausgärten (Smith et al. 2006a), städtischen Brachflächen (Muratet et al. 2007) oder Waldhabitaten (Sax 2002) auf die biologische Vielfalt beschäftigen, zeigen unterschiedlichste Ergebnisse. Die Ergebnisse variieren, je nachdem ob Artenreichtum oder Abundanzen betrachtet werden (Bolgor et al. 2000), welche Artengemeinschaften untersucht worden sind (Smith et al. 2006b) oder in welcher großgeographischen Region diese Untersuchungen stattgefunden haben (Brown & Freitas 2002). Muratet et al. (2007) analysieren zum Beispiel ein Maximum an Pflanzenarten bei Brachflächen mittleren Alters, das heißt in diesem Fall bei Flächen, die seit 4 –13 Jahren brach liegen. Für Carabiden stellen Small et al. (2003) fest, dass je nach Substrat die Artenvielfalt bei Flächen am höchsten ist, die bis zu 6 bzw. bis zu 20 Jahre alt sind. Allgemein analysieren sie für Carabiden eine Abnahme der Artenvielfalt mit dem Alter der Fläche, wobei hier als geeignete Maßeinheit die Zeitspanne nach der letzten Störung identifiziert worden ist (Small et al. 2006). Smith et al. (2006a und 2006b) kommen je nach Tierart bzw. Tiergruppe zu unterschiedlichen Ergebnissen. Allerdings liegt hier das Problem vor, dass das Alter der Gärten bzw. Häuser, zu denen die Gärten gehören, eng mit der gesamten Grundstücksgröße korreliert ist, so dass verschiedene Faktoren miteinander verknüpft sind. Brown und Freitas (2002) nehmen an, dass diese altersabhängigen Entwicklungen typisch für Städte der temperaten Zonen und nicht unbedingt gültig für tropische Zonen sind.

Die beiden ersten Aspekte bilden Zeiträume von mehr als einhundert Jahren ab und spiegeln somit die Gesichtspunkte von Stabilität bzw. Kontinuität und folglich die Einnischung von Arten wider (Bastin & Thomas 1999). Der dritte Aspekt zeigt den typischen Verlauf von Sukzessionen mit einem Peak zu einem Entwicklungszeitpunkt, an dem eine maximale Durchmischung von Arten verschiedener Sukzessionsstadien gegeben ist. Desender (2005) gibt dargestellt am Beispiel von Carabiden noch den Hinweis, dass das Alter von Habitatflächen die genetische Struktur erheblich mit beeinflussen kann. Hierüber besteht noch ein erheblicher Untersuchungsbedarf.

3.2.4 Habitatvernetzung

Die Qualität von Biotopverbänden lässt sich über zwei Ebenen abbilden. Die erste Ebene spiegelt die strukturelle Verknüpfung wider, welche die räumliche Kontinuität und Verknüpfung von Biotopen des gleichen Biotoptyps bzw. von gleichartigen Biotopen repräsentiert. Die zweite ist die funktionale Verknüpfung, diese beschreibt die Möglichkeiten von Organismen die angebotenen Biotope bzw. Habitate aufzusuchen und zu nutzen und wird häufig in Bezug zur Metapopulationstheorie gesetzt (Adams 2005, Andersson 2006). Im letzteren Fall werden besonders Faktoren wie Nähe und Isolation untersucht.

Vernetzungen werden entweder über räumliche Nähe oder durch direkte Verbindungen, also Korridore, hergestellt. Korridore ergänzen als dritte räumliche Komponente die beiden bereits erwähnten Komponenten Matrix und Einzelhabitate (patches). Es gibt zahlreiche Veröffentlichungen über Vor- und Nachteile von Korridoren (vor allem Veröffentlichungen von Foreman aus den 1980er und 1990er Jahren, siehe auch Literaturhinweise bei Dawson 1994, Briffett 2001). Hier werden kurz einige Studien, die sich explizit mit dem städtischen Raum befassen, vorgestellt. In der Stadt spielen drei Korridortypen oder drei Typen von Grünzügen eine wesentliche Rolle: 1. Flüsse mit den Uferbereichen. 2. Verkehrsanlagen, vor allem Eisenbahnanlagen mit den Böschungsbereichen. 3. parkartige Grünzüge.

Auch bei dem Thema Vernetzung durch Korridore wird in zusammenfassenden Darstellungen besonders die positive Seite für die Artenvielfalt in der Stadt betont, und es werden entsprechende Planungskonzepte gefordert (Briffet 2001, Adams 2005, Drinnan 2005). Marzluff & Ewing (2001) verweisen unter anderem auf das Problem, dass von Vernetzungsstrukturen vor allem Generalisten und invasive Arten profitieren, und sie plädieren daher für eine sorgfältige Vorgehensweise.

Angold et al. (2006) kommen in Bezug auf Arten der Feuchtgebiete zu dem Ergebnis, dass die an Feuchtgebiete spezialisierten Arten durch Korridore nicht besonders gefördert werden, sondern dass in den Korridoren besonders Generalisten vertreten sind. Für Wasservögel konnten ebenfalls keine besonderen Wirkungen durch eine Vernetzung über Korridore festgestellt werden (Werner 1996). Allerdings ergaben Untersuchungen in einer tropischen Stadt (Cayenne, French Guiana), durchgeführt am Beispiel von Wasservögeln und räuberischen Reptilien, dass Flussläufe mit ihren Böschungen eine hohe Bedeutung für die Artenvielfalt besitzen (Reynaud & Thioulouse 2000). Zu ähnlichen Ergebnissen kommen Brown & Freitas (2002) bei Schmetterlingen in einer brasilianischen Stadt, indem sie erkannten, dass die Schmetterlinge Gehölzstreifen sowohl entlang von Straßen als auch an Gewässern als Wanderwege annehmen und nutzen. Hirota et al. (2004) betonen die besondere Funktion von Fließgewässern. Über die Flussläufe bestehen Verbindungen zu dem Umland und sie ermöglichen somit einen Austausch zwischen Quellpopulationen des Umlandes und Teilpopulationen in der Stadt. Die Bedeutung von Vernetzungsstrukturen für die Einwanderung von Tierarten aus dem Umland in die Innenstadt bestätigten auch Snep et al. (2006) an Hand ihrer Untersuchungen. Sie verwendeten für ihre Untersuchungen Schmetterlinge als Indikatoren für mobile Arten, und sie sind der Ansicht, dass ihre Ergebnisse auf Vögel, Fledermäuse und Libellen übertragbar sind. Am Beispiel von Pflanzensamen und Pflanzenteilen, die an Autos haften, konnte nachgewiesen werden, dass über die Verkehrswege mehr Arten – und hier wiederum überproportional neophytische Arten – aus der Stadt als in die Stadt transportiert werden (von der Lippe & Kowarik 2007).

Bahnanlagen stellen wichtige Refugien und Ausbreitungswege zum Beispiel für Eidechsen, hier Mauereidechsen dar (Altherr 2007). Die Effektivität hängt dabei von der Qualität der Habitatstruktur der Bahnanlagen ab. Für Carabiden konnte dagegen keine entsprechende Bedeutung der Bahnanlagen ermittelt werden (Small et al. 2006).

Das Hauptproblem bei Korridoren in städtischen Räumen ist, dass sie nicht breit genug sind, da kaum freie Flächen zur Verfügung stehen (New & Sands 2002, Rudd et al. 2002). Es handelt sich fast durchweg um schmale linienförmige Korridore und nicht um Bänder, und entsprechend stark sind Störungseffekte (Bastin & Thomas 1999). Dies fördert besonders die Ausbreitung von nicht einheimischen Arten, wie es Beispiele entlang von Verkehrswegen

zeigen (Hansen & Clevenger 2005, Palomino & Carrascal 2007, Trusty et al. 2007, von der Lippe & Kowarik 2007). Für Arten, die an Waldhabitats gebunden sind, lassen sich kaum ausreichende Korridorweiten in der Stadt realisieren (Bastian & Thomas 1999). Für mobile und an Waldhabitats gebundene Arten, wie zum Beispiel einige Vogelarten und Carabidenarten, kann die Planung von flächigen Habitats wichtiger sein als die von Korridoren (Niemelä 1999). Dem Faktor Nähe wird in diesem Falle ein höherer Stellenwert beigemessen als dem Faktor direkte Vernetzung. In der bislang umfangreichsten Studie zu diesem Thema, in der Ruderalflächen und Feuchtgebiete in Birmingham intensiv untersucht worden sind, konnten Sadler et al. (2006) einen Zusammenhang zwischen Habitatvernetzung bzw. -isolation und Artenvielfalt nicht bestätigen (Deichsel 2007).

Aus den oben genannten Gründen werden immer wieder Zweifel erhoben, ob direkte Grünvernetzungen in Städten wirklich zur Verbesserung der Artenvielfalt beitragen können und ob es nicht bessere Verbundkonzepte gibt (Sweeney et al. 2007). Der Wert von Grünzügen besteht meist darin, dass diese nicht nur für den Artenschutz, sondern auch für den Klimaschutz oder für die Erholung der Stadtbewohner eine wichtige Funktion übernehmen können.

4 Auswirkungen von Stadtentwicklungen auf die biologische Vielfalt

4.1 Global und Länder

Es erscheint auf dem ersten Blick überraschend zu sein, aber vergleichende statistische Untersuchungen zwischen Ländern und Regionen zeigen, dass Bevölkerungsdichte und damit auch der Urbanisierungsgrad eines Landes positiv mit Reichtum an Arten korreliert ist (Evans et al. 2007b, Luck 2007). Als Ursache hierfür werden genannt, dass menschliche Siedlungen und Städte in produktiven Landschaftsräumen zu finden sind, dass sie in heterogenen Landschaftsräumen liegen oder zur Heterogenität von Standorten selbst beitragen (s. auch Kapitel 2) und dass häufig mittlere Störungsgrade (s. auch Kapitel 3) vorliegen (Araujo 2003). Luck (2007) schränkt allerdings ein, dass die meisten Untersuchungen auf die Nordhemisphäre und auf die taxonomischen Gruppen Vögel, Säugetiere und Pflanzen beschränkt sind. Diese Korrelation zwischen Bevölkerungsdichte und Artenreichtum wird umso stärker, je großräumiger die Untersuchungen angelegt sind (Luck 2007).

Des Weiteren wird ebenfalls eine positive Korrelation zwischen dem Artenreichtum von einheimischen und nicht einheimischen Arten festgestellt (Palmer 2006). Dort, wo die ökologischen Bedingungen eines Landschaftsraumes für eine Vielfalt von einheimischen Arten günstig sind, sind diese Bedingungen auch vorteilhaft für nicht einheimische Arten und umgekehrt (Kühn et al. 2004).

Brown & Laband (2006) haben bei einem Vergleich zwischen den verschiedenen Bundesstaaten der USA keinen Zusammenhang zwischen Verteilung der Bevölkerungsdichte in mehr verdichteten Städten oder in weniger dicht besiedelten Regionen und dem Anteil bedrohter Arten feststellen können. Dagegen konnten McPherson & Niewiadomy (2005) (zitiert aus Pandit & Laband 2005) aus ihren Untersuchungen für einzelne Tiergruppen einen Zusammenhang ermitteln. Auch Baldwin et al. (2007) widersprechen den Annahmen von Brown & Laband (2006). Sie sehen Probleme in der methodischen Vorgehensweise und die Notwendigkeit der Zurechnung von Aktivitäten im Sinne des ökologischen Fußabdrucks, die mit der Urbanisierung zusammenhängen. Letzteres definiert die Landwirtschaft nicht als eigenständigen Sektor, sondern im Wesentlichen als Nahrungslieferant für die vornehmlich städtische Bevölkerung. Damit geht einher, ob Städte global gesehen vornehmlich über die 2 % Landnutzungsfläche, die sie auf der Erde einnehmen, oder über die 75 % Ressourcenverbrauch abzubilden und zu bewerten sind. Damit verbindet sich die Frage, ob Städte vornehmlich als ein Abbild der gesamtgesellschaftlichen Entwicklungen oder als ein eigenständiges Problem zu erfassen sind. Ein entsprechender und gegensätzlicher Disput zu diesem Thema läuft aktuell bei den Stadtsoziologen. Dieses Problem der Zuordnung von städtischen Belastungen zieht sich auch durch Studien, die sich mit dem Thema Homogenisierung beschäftigen.

McKinney (2002, 2004a, 2006a) betont, dass für die globale biotische Homogenisierung vorrangig die weltweit weiterhin zunehmenden Urbanisierungsprozesse verantwortlich sind. In die gleiche Richtung weisen die Ergebnisse von Czech et al. (2000), die in der Verstädterungsentwicklung die Hauptursachen für die Bedrohung von Pflanzen- und Tierarten in den USA sehen. Dagegen nennen Burgman et al. (2007) am Beispiel von Australien sowohl die Landwirtschaft als auch die Urbanisierung als Hauptfaktoren, und Ricketts und Imhoff (2003)

schließen nicht aus, dass die Landwirtschaft möglicherweise der stärkste Verursacher ist. Für Südafrika (Cap Peninsula) werden drei wesentliche Faktoren aufgezählt, die die einheimische Vielfalt bedrohen, und zwar Landwirtschaft, Urbanisierung und Invasion fremder Pflanzen (Alston & Richardson 2006).

Die Landwirtschaft ist in vielen Teilen der Welt für Rodungen der Wälder verantwortlich und bedroht unter anderem durch diese Aktivitäten die globale Artenvielfalt. Dagegen lässt sich am Beispiel der Landnutzungsentwicklung in Mittel-, Nord- und Westeuropa erkennen, dass in diesen Regionen in den letzten Jahren und Jahrzehnten kaum noch größere Entwaldungen stattgefunden haben, um landwirtschaftliche Flächen zu gewinnen, sondern dass in erster Linie der Bau von neuen Siedlungen und Straßen sowohl für Entwaldungen als auch und vor allem für den Verlust ländlicher Kulturlandschaftsflächen verantwortlich sind (Kupfer 2004).

Die zunehmende Verstädterung von Regionen und Landschaften führt dazu, dass ein großer Anteil der dort ursprünglich existierenden Arten durch wenige weit verbreitete und durchsetzungsfähige Arten ersetzt wird. Bei den nicht einheimischen Arten handelt es sich vielfach um Arten, die sich zunächst erfolgreich in städtischen Habitaten haben etablieren können, bevor sie sich weiter in die Landschaft ausgebreitet haben. Dieser Prozess von wenigen Gewinnern und zahlreichen Verlierern wird als biotische Homogenisierung bezeichnet (McKinney 2002, 2004a, 2006a, Olden et al. 2006). Auf städtischer Ebene ist dieser tendenzielle Verlust von Arten bereits in Kapitel 2 angesprochen worden. In diesem Zusammenhang ist noch anzumerken, dass in Europa zu den erfolgreichen Besiedlern der Städte einheimische Arten gehören, die ihre Verbreitungsgrenzen immer noch erweitern (Kark et al. 2007b). Die Aussage von wenigen Gewinnern und zahlreichen Verlierern trifft nicht immer und überall zu. Zum Beispiel gleich in Europa bis vor einigen Jahrzehnten die Zahl der Neuankömmlinge an Pflanzenarten den Verlust an einheimischen Arten aus (Sukopp 2006). Auch von Südafrika wird aktuell berichtet, dass die Zahl der neuen Generalisten den Verlust bisher zahlenmäßig mehr als ausgeglichen hat (Luck 2007). Adams (2005) verweist darauf, dass für viele Arten ein Rückgang der Populationsgröße zu erkennen ist und damit eine verstärkte Gefährdung gegeben ist, auch wenn die Arten als solche noch in den Regionen vertreten sind.

Blair (2001) und Clergeau et al. (2001) unterstreichen diese Entwicklung der Homogenisierung bei den Vögeln in Bezug auf die Städte selber. Sie analysierten, dass durch die Dominanz und Allgegenwart von Arten wie Hausspatz, Star oder Haustaube eine zunehmende Ähnlichkeit der Vogelfauna über alle Städte in der Welt zu erkennen ist.

Tait et al. (2005) gehen davon aus, dass Städte eine Hauptquelle für die Ausbreitung nicht einheimischer Arten sind. Dabei spielt die Einführung kultivierter und für gärtnerische Zwecke genutzte Arten, die sich naturalisieren oder über neue Formen adaptieren und naturalisieren, eine Hauptrolle (Krausch 2005). Nach Alston & Richardson (2006) stammen in Südafrika aus dieser Gruppe der gärtnerisch eingeführten Arten vor allem zahlreiche invasive Arten.

In innerstädtischen Gebieten dominante Arten sind nicht zwangsläufig fremde Arten. In Europa oder im mediterranen Raum sind in den Städten vorrangig einheimische Arten und nur einzelne nicht einheimische Arten dominant. Das lässt sich sowohl am Beispiel der Vögel (Kark et al. 2007a) als auch der Pflanzen (Wittig 2002) aufzeigen. Dies ist in den nordamerikanischen und australischen bzw. neuseeländischen Städten jedoch vollständig anders (Blair 2001, Müller 2003).

Bei den Pflanzen sind die Archäophyten aus Europa die erfolgreichsten Besiedler amerikanischer Städte, und sie tragen zur erhöhten Ähnlichkeit zwischen den Städten der beiden Kontinente bei, obgleich festzuhalten ist, dass sich die Pflanzengemeinschaften zwischen diesen beiden biogeographischen Regionen noch deutlich unterscheiden (LaSorte et al. 2007). Die ausschließliche Bindung an den städtischen Raum ist sowohl in Nordamerika als auch in Europa besonders bei den zahlreichen nicht einheimischen Arten gegeben (Wittig 2002, Müller 2003, Moraczewski & Sudnik-Wocjikowska 2007). Die Neophyten, die nicht aus Nordamerika stammen und die sich erfolgreich in europäischen Städten etabliert haben, sind auch erfolgreich in den nordamerikanischen Städten. Dagegen zeigen floristische Kartierungen aus Südkorea, dass dort die meisten nicht einheimischen Arten in den Städten nicht aus Europa, sondern aus Nordamerika kommen (Zerbe et al. 2004). Rückblickend kann für Europa festgehalten werden, dass der Anteil der Neophyten sprunghaft Ende des 19. Jahrhunderts angestiegen ist, als das Stadtwachstum besonders stark war. In dieser Zeit standen den Neophyten auf einmal große störungsreiche Areale zur Verfügung, um sich etablieren zu können (Wittig 2004).

Globale und regionale Szenarien (z. B. Europa, Nordamerika) stellen eine anhaltende Verstädterung fest, so dass anhaltende Auswirkungen des Verstädterungsdrucks auf die biologische Vielfalt erwartet werden (Araujo et al. 2008). Gaston & Evans (2004) nehmen auf Grund ihrer Analysen über das Verhältnis zwischen Bevölkerungsdichte und Artenvielfalt von Vögeln in Großbritannien an, dass sich die Vielfalt weiter reduzieren wird. Für Nordamerika haben Olden et al. (2006) über Modellierungen versucht, diese Auswirkungen für die taxonomischen Gruppen Säugetiere, Vögel, Reptilien, Amphibien und Pflanzen genauer abzuschätzen. Die Modellberechnungen ergeben für die Vögel die schwerwiegendsten Folgen in Richtung einer zunehmenden Homogenisierung, während sich bei den Pflanzen die Entwicklung weniger dramatisch darstellt.

4.2 Regionale und städtische Ebene

Ricketts & Imhoff 2003 analysierten für die regionale Ebene eine strenge positive Korrelation zwischen Artenreichtum und Grad der Urbanisierung. Für europäische Städte gilt, dass sie auf Grund ihrer Siedlungsgeschichte in Regionen mit hoher natürlicher Landschaftsheterogenität liegen, so dass hier schon von vornherein ein relativer Artenreichtum vorliegt (Kühn et al. 2004). Dies trifft unter Umständen nicht auf alle Städte und in jeder Region der Erde zu, dürfte jedoch prinzipiell der Fall sein. Es gibt leider nur wenige Untersuchungen, die über das Verhältnis zwischen Bevölkerungsverteilung und Artenreichtum mit Rasterflächengrößen kleiner 2500 km² arbeiten (Luck 2007), so dass diese Aussage nicht global überprüfbar ist.

Der Zusammenhang zwischen landschaftlicher Heterogenität und Siedlungsentwicklung lässt sich dadurch erklären, dass die Siedlungsorte der Menschen durch folgende ökologische Standortmerkmale charakterisiert sind (Ricketts & Imhoff 2003, Gaston 2005, Luck 2007, eigene Ergänzungen):

- Klimagunst;
- Produktivität;
- Schnittstellen von Biotoptypen;
- relative Konstanz der natürlichen Entwicklung (keine übermäßige Häufigkeit katastrophaler Ereignisse).

Wenn Städte in regionalen „hot spots“ der Biodiversität liegen, dann ergibt sich daraus zusätzlich eine besondere Verantwortung für den Erhalt der biologischen Vielfalt. Insbesondere seltene Arten sind in diesen „hot spots“ durch Urbanisierung bedroht (Kühn et al. 2004). Denn bezogen auf die Pflanzen sind in den Städten nicht nur die Artenzahlen, sondern auch der Anteil bedrohter und seltener Arten hoch.

Bei der Betrachtung des Zusammenhangs zwischen Städten und Artenreichtum lässt sich allerdings noch folgendes Phänomen feststellen. Am Beispiel der Auswertungen von flächendeckenden floristischen Kartierungen von Polen ist abzulesen, dass besonders diejenigen Städte als artenreich auffallen, in denen akademische Einrichtungen existieren. Diese Städte sind einfach besser untersucht (Moraczewski & Sudnik-Wojcikowska 2007). Auf dieses Phänomen haben bereits Barthlott et al. (1999) bei ihrer Darstellung über die Entwicklung der globalen Biodiversität hingewiesen.

Die Siedlungsentwicklung zeigt in den verschiedenen Kontinenten und Ländern unterschiedliche Typen. In den entwickelten Ländern führt die zunehmende Verstädterung zu neuen Siedlungsklustern und somit zu einer Fragmentierung des Umlandes von bestehenden Städten, was zu einer Beeinflussung, nämlich der Zersiedelung der Gesamtlandschaft führt. Im Gegensatz dazu findet in Entwicklungsländern das Wachstum weitgehend konzentrisch um die vorhandenen Stadtkerne statt (Pauchard et al. 2006). Während in der mitteleuropäischen Kulturlandschaft das Wachstum der Städte vor allem auf landwirtschaftlichen Flächen stattfindet, treffen bei raschen Suburbanisierungsprozessen (z. B. in den USA) oder bei dem rasanten Wachstum der Megacities Stadtentwicklungsflächen direkt auf naturnahe Wildnisflächen (Grove et al. 2005). Dadurch ergeben sich ganz unterschiedliche Wechselwirkungen im Stadtrandbereich.

In Europa etwa, wie es am Beispiel Belgiens und konkret der Stadt Brüssel gut darstellbar ist, kommt es besonders in Ballungsräumen zu einer verstärkten Durchmischung zwischen städtischen und ländlichen Räumen. Das geht soweit, dass zum Teil visuell intakte ländliche Kulturräume, die sich durchaus von der intensiv bearbeiteten Agrarlandschaft unterscheiden, als Erholungsgebiete der Städter dienen (Antrop 2004) und in regionale Parkkonzepte der Großstädte eingebunden werden (Dettmar & Werner 2007). Diese Durchmischungsräume und die darin befindlichen Suburbs sind Flächen mittlerer Störungsgrade, die als besonders heterogene und artenreiche Gebiete auffallen (Zerbe et al. 2003).

Die Bedeutung der Vororte (suburbs) ist besonders für die USA hervorzuheben. Seit 1980 war in den USA der Bevölkerungszuwachs in den Suburbs zehnmal höher als in den zentralen Stadtgebieten (Forys & Allen 2005). Daher stellt sich natürlich die Frage, inwieweit die Suburbs in den USA im Besonderen zur biologischen Homogenisierung beitragen (Olden et al. 2006) oder als Flächen mit mittlerem Störungsgrad gar die Artenvielfalt sichern können. In diesem Zusammenhang sind auch die Ergebnisse von McConnachie et al. (2008) bemerkenswert. Bei einem Vergleich von zehn kleineren Städten in Südafrika stellten sie fest, dass die Städte, die eine geringere Grünausstattung besitzen, durch einen geringeren Anteil an einheimischen und einen höheren Anteil an nicht einheimischen Arten gekennzeichnet sind. Sie äußern die Ansicht, dass diese Städte besonders anfällig für invasive, nicht einheimische Arten sind.

Blair (2004) hat die Avifauna von Kalifornien und Ohio miteinander verglichen. Er hält fest, dass sich die Vogelgesellschaften zwischen den beiden Bundesstaaten in naturnahen Gebieten nur zu 5 %, dagegen in Stadtregionen zu 20 % ähnlich sind.

Eine andere Form der Homogenisierung zeigt das Beispiel von Bangkok. Dort legen sich die neuen Vororte wie ein Teppich über eine differenzierte Landschaft und nivellieren diese Differenzierung (Cumming et al. 2006). Es ist für rasch wachsende Städte in Entwicklungsländern nicht selten, dass die Vororte bei entsprechender Topografie in die umgebenden Hanglagen wachsen und nicht nur die regionale biologische Vielfalt bedrohen, sondern zudem selbst Naturkatastrophen wie Erdbeben ausgesetzt werden.

4.3 Stadthabitate

Anhand von floristischen Vergleichen lassen sich Stadtgebiete in ihrer geschichtlichen Entwicklung gut abgrenzen (Dana et al. 2002). Alte Stadtkerne, angrenzende Mischbebauung und daran anschließende Wohnsiedlungen der Nachkriegszeit, zum Beispiel differenziert vor 1960 und nach 1960, sind gut abbildbar (Kent et al. 1999). Die Kartierungsschlüssel für die Stadtbiotopkartierungen in Deutschland zeigen, dass diese Differenzierung sehr weit vorangetrieben werden kann. Im Umkehrschluss bedeutet dies, dass der Erhalt der Eigenart der verschiedenen Siedlungsperioden auch zu einem Erhalt biologischer Differenzierung beiträgt (Wittig et al. 2008). Es wurden keine Studien gefunden, die eine derartige differenzierte Abbildung der Entwicklungsgeschichte einer Stadt über die Fauna darstellen.

Am Beispiel von Wohngebieten zeigen einzelne Untersuchungen, wie durch Veränderungen der Grünanteile und Grünstruktur die biologische Vielfalt beeinflusst werden kann. Innerhalb von Wohngebieten war die Zunahme der Haussperlings-Dichte ungefähr dreimal so groß, wenn private Gärten vorhanden waren, als wenn diese nicht vorhanden waren. Das verwendete Modell sagt einen drastischen Rückgang in der Abundanz von Haussperlingen voraus, falls auch nur ein kleiner Flächenanteil von privaten Gärten in geschlossene Bebauung umgewandelt werden würde. Kleingärten und private Gärten in Wohngebieten können durch einen zunehmenden Bedarf an Wohnfläche und den daraus resultierenden Nachverdichtungen, die zum Beispiel in Wohnungsbauprogrammen in Großbritannien oder Deutschland vorgeschlagen werden, gefährdet sein. Der Erhalt dieser Schlüsselhabitate ist nach Meinung von Chamberlain et al. (2007) unbedingte Voraussetzung für den Schutz von Haussperlings-Populationen in städtischen Gegenden. In ähnliche Richtung argumentieren Baker & Harris (2007), die Nachverdichtungen für Säugetierpopulationen als eher schädlich einschätzen, ohne aber konkrete Auswirkungen auf Verteilung und Abundanzen benennen zu können. Smith et al. (2006c) sehen das Problem für die Vielfalt der Pflanzen als nicht so dramatisch an, da ihrer Meinung nach leichte Verkleinerungen in der Grünflächengröße keine so starken Wirkungen haben werden.

Identische Nutzungsformen führen bei Städten in gleichen klimatischen Zonen zu einer relativ hohen Ähnlichkeit der Flora (Sudnik-Wojcikowska & Galera 2005). Eine Angleichung der städtischen Habitatbedingungen, wie sie gerade für Stadtkerne weltweit festgestellt werden oder auch durch eine Übernahme gleichartiger Formen der Grüngestaltung über verschiedene Kontinente hinweg erfolgen können, lässt eine Abnahme unterschiedlich spezialisierter Arten erwarten (Boet et al. 1999, Blair 2001).

Jokimäki & Kuismanlahti-Jokimäki (2003) erhielten bei ihren vergleichenden Untersuchungen von Klein- bis Mittelstädten in Finnland ein etwas überraschendes Ergebnis. Die Stadtzentren waren sich mit 30 % Ähnlichkeitswerten weniger ähnlich als die Vorortsiedlungen mit über 50 %. Dabei sind zwei Gesichtspunkte zu beachten, die dieses Ergebnis erklären können. Zum einen sind die Stadtzentren wegen der Stadtgröße nicht so stark gegenüber dem

Umland isoliert, und zum anderen sind sie historisch älter, während die Vorortsiedlungen erst in den letzten Jahrzehnten entstanden sind und ihre Gestaltung und Nutzung sehr ähnlich ist, eben unter Umständen ähnlicher als bei den Stadtzentren. Aus diesem Grunde ist der Hinweis wichtig, dass Stadtentwicklungsprozesse nicht nur eindimensional zu sehen sind, sondern einen vielfältigen Charakter annehmen können (Jokimäki & Kaisanlathi-Jokimäki 2003).

Auf den besonderen Reichtum an Arten auf mittelmäßig gestörten Habitaten ist bereits hingewiesen worden. Veränderungen von Störungen, zum Beispiel durch Störungsverlagerungen, Wechsel von Störungsintensitäten oder -häufigkeiten, ist eine Eigenart der Dynamik von Stadtnutzungen und Stadtentwicklungen. Celesti-Grapow et al. (2006) analysierten am Beispiel der Pflanzenarten in Rom, dass bei einem Rückgang von Störungen der Anteil einheimischer Arten schneller wächst als der Anteil an nicht einheimischen Arten. Sie führen dies auf den größeren Artenpool einheimischer Arten zurück. Dagegen verweisen Tait et al. (2005) bezogen auf Australien auf die zum Teil bessere Anpassung und Konkurrenzfähigkeit von nicht einheimischen Arten, die gegebenenfalls derartige Standorte erfolgreicher als einheimische Arten besiedeln können. Diese permanente Konkurrenz zwischen einheimischen und nicht einheimischen Arten auf städtischen Grünflächen kann durch gezielte einfache Management- und Pflegemaßnahmen zugunsten einheimischer Arten umgesteuert werden (Stewart et al. 2004).

Bei der Betrachtung von Wechselwirkungen zwischen Artenvielfalt und der zeitlichen und räumlichen Dynamik von Stadtteilen oder gesamten Städten sind zwei strukturelle Ebenen zu beachten: die vertikalen Strukturen und die horizontalen Strukturen. Mit der vertikalen Struktur ist die Entwicklung von Vegetationsstrukturen gemeint. Wird ein Wohngebiet älter, dann entwickelt sich meist eine differenziertere Gehölzstruktur. Sowohl der Anteil an Gehölzen als auch das Alter und die Größe der Gehölze, vorrangig der Bäume nimmt zu (Clergeau et al. 2001) und fördert bis zu einem gewissen Zeitpunkt die Artenvielfalt durch die Entstehung zusätzlicher Mikrohabitate. Turner et al. (2005) konnten bei ihren Untersuchungen keine signifikante Wirkung in Bezug auf den Zeitpunkt der Entstehung der Wohngebiete auf die Zusammensetzung der Pflanzenarten feststellen. Sie gehen davon aus, dass vorrangig die gärtnerische Auswahl der Pflanzen durch die Hauseigentümer von Bedeutung ist. Hansen et al. (2005) kommen zu dem Ergebnis, dass bei Vögeln die Artenzahlen nach ca. 60 Jahren der Gebietsentwicklung zurückgehen. Nach 80 Jahren ist die Artenzahl auf den Stand von 15 Jahren Gebietsentwicklung zurückgefallen, allerdings unterscheidet sich die Zusammensetzung der Arten. Damit widerspricht diese Aussage auch nicht den Ergebnissen von Chace & Walsh (2006), die bei einem Vergleich von Wohngebieten, die zwischen 10 und 35 Jahre alt sind, eine positive Korrelation mit dem Alter der Siedlungen konstatieren.

Mit der horizontalen Struktur ist die räumliche Verteilung von Einzelhabitaten gemeint. Hope et al. (2003) stellen zum Beispiel fest, dass jüngere Wohnungsbaugebiete eine höhere Diversität an Arten haben als ältere. Dies hängt damit zusammen, dass in den Randgebieten neben den Gärten der Neubaugebiete sowohl Brachflächen – bereits abgeräumte aber noch nicht bebaute Flächen – als auch Reste der ursprünglichen Natur vorhanden sein können, also eine Vielfalt von Einzelhabitaten vorhanden ist. Wenn für alte Stadtgebiete ein geringerer Artenreichtum registriert wird (Kent et al. 1999), dann handelt es sich meist auch um Gebiete mit einer geringen Grünausstattung. In die gleiche Richtung weisen die Ergebnisse der Untersuchungen von Grove et al. (2006). Sie stellten fest, dass in Stadtgebieten, die vor 40

bis 50 Jahren gebaut worden sind, eine positive Korrelation zwischen Baualter und Umfang der Grünausstattung besteht. Danach lässt sich eher eine umgekehrte Korrelation erkennen.

Generell kann für Städte in Mitteleuropa festgehalten werden, dass ältere Städte einen größeren Artenreichtum aufweisen als jüngere Städte (Sukopp 1998). Der Vergleich der Floren nordamerikanischer Städte zeigt, dass die älteren Städte einen höheren Anteil an nicht einheimischen Arten haben, da sie bereits länger dem Zustrom von neueingewanderten Arten ausgesetzt sind (Clemants & Moore 2003).

Es gibt auch andere Ergebnisse, wie zum Beispiel Phoenix in den Sonoran Deserts, wo jüngere Hausgebiete in Bezug auf Pflanzen artenreicher sind. Eine Erklärungsmöglichkeit hierfür besteht in der veränderten Grün- und Gartengestaltung der neueren Zeit, denn diese ist häufiger naturnäher ausgerichtet, als die Grün- und Gartengestaltung vor 20 oder 30 Jahren in Phoenix (Hope et al. 2003). Das zeigt auch, dass Habitatalter nicht als alleiniges Merkmal herangezogen werden kann (s. Kap. 3.2.3), sondern auch im Kontext des Wandels oder der Kontinuität der Nutzungsformen zu betrachten ist.

Abschließend soll an dieser Stelle darauf hingewiesen werden, dass die verschiedenen Stadterweiterungen auch historische Spiegelbilder der jeweiligen Stadt-Umland-Gradienten sind. Denn wenn eine Stadt wächst, dann werden die ehemaligen Stadtränder zu innerstädtischen Flächen und das ländliche Umland zu neuen Vororten (Dow 2000).

5 Biologische Vielfalt und Stadtbewohner

In den letzten Jahren sind eine Reihe von Untersuchungen durchgeführt worden, die die Bedeutung sozioökonomischer Faktoren für die biologische Vielfalt in den Städten analysiert und herausgearbeitet haben. Es zeigt sich, dass auf Landschafts- und Habitatstrukturen beschränkte Untersuchungen die Wirkungen vernachlässigen, die durch die direkten Aktivitäten der Menschen vor Ort hervorgerufen werden (Kinzig et al. 2005, Troy et al. 2007). Sowohl die konkrete Gestaltung von öffentlichen und privaten Flächen in Städten als auch das Verhalten der Menschen im unmittelbaren Umgang mit Natur sind von verschiedenen sozioökonomischen Faktoren abhängig. Von daher liegt es auf der Hand, biologische Daten mit sozioökonomischen Daten zu verknüpfen (Grove et al. 2006a).

Darüber hinaus wird verstärkt der Blick darauf gelenkt, dass das Verhältnis der Menschen zu der biologischen Vielfalt und zur Natur generell immer mehr durch die Erfahrungswelt und Wertvorstellungen der städtischen Bevölkerung bestimmt wird (Miller 2008). Die Wahrnehmungen von und die Erfahrungen mit Natur im täglichen Leben erhalten somit eine grundlegende Bedeutung für den Erhalt der biologischen Vielfalt auf der Erde und leisten darüber hinaus einen wichtigen Beitrag für die Lebensqualität der Menschen in den Städten (Petersen et al. 2007).

5.1 Sozioökonomische Faktoren und biologische Vielfalt

5.1.1 Sozialräumliche Zusammenhänge (Flächen und Einwohner)

Die Verknüpfung der biologischen Ausstattung eines Gebietes mit Grundstückswerten und der sozialräumlichen Gliederung einer Stadt wird schon seit vielen Jahrzehnten wiederholt thematisiert. Diese Zusammenhänge waren bereits Gegenstand der so genannten Chicagoer Schule, namentlich Park und Burgess, und die unterschiedlichsten Wissenschaftsgebiete,

wie Stadtgeografie, Stadtsoziologie, Stadtplanung, Landschaftsarchitektur, Stadtökologie und in den letzten Jahren vermehrt auch die Umwelthistoriker, beschäftigen sich mit diesem Thema. In letzter Zeit ist sowohl von den Sozialwissenschaften als auch von den Naturwissenschaften erkennbar, diese Zusammenhänge intensiver interdisziplinär zu thematisieren und zu untersuchen. Beispielhaft zu erwähnen sind hier die amerikanischen LTER Projekte in Baltimore und Phönix (Pickett et al. 2001, Grimm et al. 2005), Projekte der Universität Helsinki (Yli-Pelkonen & Niemelä 2005) und das Graduiertenkolleg in Berlin (www.stadtoekologie-berlin.de/GrakolIII_Homepage/Englisch/index_e.html).

Die Qualität der Grünausstattung nimmt sowohl für öffentliche Parks (Luther et al. 2002, McConnachie et al. 2008) als auch für private Grundstücke (Hope et al. 2003) mit dem Immobilienwert der Grundstücke und dem Einkommensniveau zu. Dabei schließt die Qualität der Ausstattung meist ein intensiveres Management und vermehrte Vegetationsstrukturen ein. Ein gut erhaltener älterer Baumbestand ist meist ein Hinweis auf Gebiete mit höherem Immobilienwert (Troy et al. 2007). Demzufolge sind Wohngebiete, in denen Haushalte leben, die über ein höheres Einkommen verfügen, besser durchgrünt (Godefroid & Koedam 2007) als Stadtteile, in denen Menschen mit geringerem Einkommen leben. Untersuchungen ergaben, dass der Lebensstil von Bewohnern bzw. das Familieneinkommen nicht nur sehr gute Indikatoren für die Durchgrünungsqualität von privatem Bauland sind (Grove et al. 2006a), sondern auch für die biologische Vielfalt von Pflanzen (Hope et al. 2003).

Diese bessere Durchgrünung bringt nicht nur mehr Lebensqualität durch den Grünanteil an sich für die Bewohner mit sich, sondern es treten weitere Effekte in Bezug auf Artenreichtum und Artenvielfalt hinzu. Mit der besseren Durchgrünung nimmt auch der Anteil einheimischer und seltener Arten zu (Kinzig et al. 2005, Melles 2005). In Santiago de Chile zum Beispiel sind die meisten Baumarten (84 Arten) und die höchste Baumdichte (28 Bäume pro ha) in den Stadtteilen mit hohem Einkommensniveau zu finden. Das sind mehr als doppelt so viele Arten (41 Arten) und fast das Doppelte an Baumindividuen (16 Bäume pro ha) als in dem Untersuchungsgebiet mit geringem Einkommen. In diesem Stadtteil stellen die 20 meist verbreiteten Arten auch über 72 % des Bestandes, im einkommensstarken Gebiet dagegen nur 48 % (de la Maza 2002). Gleiches wird auch für Rio de Janeiro in Brasilien berichtet (McConnachie et al. 2008). Entsprechende Ergebnisse werden auch am Beispiel von Vögeln und für die nordamerikanische Stadt Phönix festgehalten. In Parkanlagen, die in Stadtteilen mit hohem Einkommensniveau liegen, wurden durchschnittlich 28 Vogelarten beobachtet, dagegen nur 18 in den Parks der sozial schwächeren Gebiete. Es wurden zwar alle nicht einheimischen Vogelarten in allen Parkanlagen registriert, aber die Differenz bestand vor allem bei den einheimischen Arten (Kinzig et al. 2005). In diesem Zusammenhang ist zu beachten, dass die gut durchgrünteren Wohngebiete mit höherem Einkommen zusätzlich näher an naturnahen Vegetationsflächen liegen (Godefroid & Koedam 2007). Der Immobilienwert von Grundstücken, die sich in der Nähe von Freiflächen befinden, ist dann am höchsten, wenn die Freiflächen der passiven Naturerholung dienen (Crompton 2005).

Das heißt, dass Stadtteile mit einem niedrigen sozialen Niveau auch am stärksten von der einheimischen Pflanzen- und Tierwelt abgekoppelt sind. Die davon betroffenen Stadtteile sind häufig innenstadtnah gelegen und weisen eine hohe Bevölkerungsdichte auf. Turner et al. 2004 haben am Beispiel verschiedener Städte unterschiedlicher Kontinente analysiert, dass dort wo die Bevölkerungsdichte am höchsten ist, auch im Umfeld dieser Stadtteile häufig nur Gebiete mit unterdurchschnittlicher biologischer Vielfalt zu finden sind. In Vancouver

kommt es zu der paradoxen Situation, dass besonders viele Personen der ethnischen Gruppe der Ureinwohner häufig in den Stadtgebieten wohnen, in denen fast ausschließlich nicht einheimische Vögel vorkommen (Melles 2005). Ein großer Teil der ethnischen Gruppe der Ureinwohner gehört zu den sozial schwachen Bevölkerungsschichten.

5.1.2 Privathaushalte und individuelles Verhalten

Stadtbewohner greifen in das Gefüge der Pflanzen- und Tierwelt direkt ein. Insbesondere Privateigentümer von Grundstücksflächen verändern die biologische Umwelt in verschiedenster Art und Weise (Grove et al. 2006b). Zu den Aktivitäten, die bisher analysiert worden sind, gehören individuelle Gartengestaltung, Tierfütterung, vor allem von Vögeln, Aufhängen von Nistkästen und in welcher Art Katzen gehalten werden.

Smith et al. 2006 zeigen am Beispiel der Städte in United Kingdom, dass private Gartenflächen in den Wohngebieten bis zu 27 % der Stadtfläche ausmachen können und somit ihr Charakter wesentlich die biologische Vielfalt einer ganzen Stadt beeinflussen kann. Gärten werden in der Regel von den Eigentümern nach ihren eigenen Vorstellungen von Nützlichkeit und Attraktivität gestaltet (Kinzig et al. 2005). Eine Vielzahl von kleinräumigen individuellen Entscheidungen trägt zur Ausprägung dieser Grünflächen bei (Martin et al. 2004).

Diese Entscheidungen werden durch den Zeitgeist geprägt und unterliegen damit auch modischen Wechseln. Zum Beispiel wird in jüngerer Zeit in der Wüstenstadt Phönix – vielleicht auch um Wasser zu sparen – verstärkt Wüstenvegetation als Element der Gartengestaltung eingesetzt. Dies erklärt unter Umständen, warum diese Wohngebiete artenreicher sind als die, die vor 20 oder 30 Jahren gebaut worden sind (Hope et al. 2003). Andererseits gibt es Hinweise, dass in neueren Wohngebieten in den Gärten mehr Dünger verwendet wird als in älteren Baugebieten (Troy et al. 2007). Die Angebote von Gartencentern und Gartenbaubetrieben üben wesentliche Einflüsse auf Pflanzenauswahl und Gartenpflege aus (Burt et al. 2007).

In den Gärten nordamerikanischer Vororte, in denen zum Beispiel auch die Haushalte mit dem höheren Einkommen leben, werden mehr exotische Arten angepflanzt als in den innerstädtischen oder ländlichen Siedlungen, in denen die Menschen in der Regel über weniger Einkommen verfügen (Kinzig et al. 2005).

Das Füttern von Vögeln ist eine der häufigsten Aktivitäten von Stadtbewohnern, wobei in der Nordhemisphäre viele Menschen die Vögel vor allem im Winter füttern (Jokimäki & Kaisanlathi-Jokimäki 2003). Da in der Regel Samen verfüttert werden, profitieren insbesondere Samenfresser und Omnivoren von diesem zusätzlichen Angebot (Lepczyk et al. 2004). Diese Zufütterung führt zwangsläufig zu einer Erhöhung der Abundanzen bei den Vögeln (Parsons et al. 2006).

Das Anbringen von Nistkästen ist bei Hausbesitzern ebenfalls eine weit verbreitete Aktivität, und im Vergleich zum ländlichen Raum und zu Stadtrandsiedlungen ist die Dichte von Nistkästen in den Gärten der städtischen Hausbesitzer am größten (Kinzig et al. 2005). Damit werden Nistkasten bewohnende Vogelarten in den städtischen Gärten besonders gefördert.

Während die zuletzt genannten Aktivitäten eine Förderung von Vögeln in Städten bedeuten, führt dagegen die Katzenhaltung zu einer eher negativen Beeinflussung der Kleinsäuger- und vor allem Vogelpopulationen, sofern die Katzen Zugang nach draußen haben oder im-

mer wieder Hauskatzen verwildern können. Für ein Stadtgebiet in Bristol ist eine Katzendichte von annähernd 160 Individuen pro km² geschätzt worden (Baker et al. 2000).

Da die Art der Katzenhaltung – mehr freilaufend oder eher im Hause haltend – und deren Fütterung von sozial bedingten Verhaltensmustern der Bewohner und deren Wohnsituation abhängt, ist damit zu rechnen, dass diese Varianzen zu unterschiedlichen Effekten auf die Kleinsäuger- und Vogelpopulationen führen. Einige Untersuchungen lassen allerdings vermuten, dass diese Unterschiede nicht so schwerwiegend sind. Parson et al. 2006 haben beispielsweise keine signifikanten Unterschiede in den Vogelpopulationen von Gärten in den Vororten von Sydney analysieren können, gleichgültig ob Katzen oder Hunde gehalten werden oder nicht. Das Problem dieser Untersuchung ist, dass nicht die Vogelpopulationen eines Quartiers, sondern die einzelner Gärten miteinander verglichen worden sind. Nach Beckerman et al. 2007 ist nicht die Fütterung von Katzen und die direkte Jagd von Katzen auf Kleinsäugetieren und Vögeln notwendigerweise entscheidend, sondern die Anwesenheit von Katzen und damit die Katzendichte. Die bloße Anwesenheit von Katzen schafft soviel Unruhe, dass sich dies entscheidend auf die Vogelpopulationen auswirkt.

5.2 Wahrnehmung und Erfahrung mit biologischer Vielfalt

Im Folgenden wird nicht auf umweltpsychologische Studien zum Verhältnis von Mensch und Natur eingegangen, wie sie vielseitig dargestellt bei Kaplan et al. (1998) oder bei Kahn & Kellert (2005) zu finden sind, sondern es werden einige aktuelle Veröffentlichungen herausgegriffen, die sich unmittelbar mit dem Thema Wahrnehmung von bzw. Erfahrung mit biologischer Vielfalt befassen.

In mehreren Veröffentlichungen wird die Bedeutung alltäglicher Erfahrungen mit biologischer Vielfalt herausgestellt und es werden daraus besondere Herausforderungen für Naturschutz-, Planungs- und Bildungsaufgaben in Städten abgeleitet (Miller 2005, 2008). Dieser Aspekt gewinnt vor allem vor dem Hintergrund an Bedeutung, dass für eine zunehmende Anzahl von Menschen die Pflanzen- und Tierarten in den Städten den einzigen Kontakt zur Natur darstellen (Thompson & McCarthy 2008). Somit wird die Natur in der Stadt zu einem wichtigen Bindeglied, um Menschen emotional an die Natur heranzuführen und für Naturschutzaufgaben zu interessieren, auch wenn es „nur“ Tauben sind. Letzteres bezeichnen Dunn et al. (2006) treffend als „pigeon paradox“.

Neben der biologischen „Aufwertung“ bestehender öffentlicher Grünflächen, gezielter Informations- bzw. Bildungskampagnen in Schulen über die vorhandene biologische Vielfalt in der eigenen Stadt oder im eigenen Wohnumfeld – Naturschutzverbände bzw. „urban wildlife groups“ leisten hierzu neben der öffentlichen Seite und in vielen Städten sogar vorrangig beispielhafte Arbeit – und dem Angebot von Stadtnaturlehrpfaden wird die Einrichtung von speziellen Naturerfahrungsräumen in Wohnungsnähe gefordert (Zucchi 2002) und auch modellhaft in einigen Städten umgesetzt (Reidl et al. 2007).

In der Regel erfreuen sich viele Stadtbewohner an Singvögeln oder bunten Schmetterlingen, haben jedoch ein distanzierteres Verhältnis zu verwilderten Habitaten in der Stadt, die eher negativ beurteilt werden (Sundseth & Raeymaekers 2006). Auf der anderen Seite bieten gerade kleinere Brachflächen in dicht bebauten Stadtteilen Möglichkeiten, diese Flächen gärtnerisch oder als sich selbst überlassene Naturerfahrungsräume zu nutzen (Troy et al. 2007).

Über Vorbilder in den öffentlichen Grünflächen (deCandido et al. 2006) oder bei den Grünanlagen von mehr oder weniger öffentlichen Gebäuden sowie über Wettbewerbe, bei denen zum Beispiel modellhafte private Gärten öffentlich belobigt und breit bekannt gemacht werden, können Anreize geschaffen werden, diese Vorbilder als Modelle für die eigenen Garten- und Grüngestaltung zu nutzen.

Bisher fehlen jedoch Studien, welche die Wirkungen derartiger Aktivitäten auf die Einstellung und Wahrnehmung von biologischer Vielfalt bei Stadtbewohnern konkret untersucht und analysiert haben.

In Entwicklungsländern, aber auch in Stadtteilen mit besonderen sozialen Problemlagen in den Industrieländern werden Konzepte angestrebt, bei denen die grüngestalterische Aufwertung der Gebiete oder die Nutzung von Freiflächen zur Selbstversorgung mit Maßnahmen zur Verbesserung und zum Erhalt der biologischen Vielfalt verknüpft werden. In der Regel schließen diese Konzepte Aktivitäten zur sozialen Integration oder zur Verbesserung der Beschäftigungs- und Ausbildungssituation ein.

**Part II / Teil II (english):
Biological Diversity and Cities**

Contents

Contents	53
Foreword	54
1 Introduction	56
1.1 Definitions	58
1.1.1 Biological diversity, biodiversity	58
1.1.1.1 Species diversity and species richness	58
1.1.2 Native and introduced species	59
1.1.3 Cities and urbanization	59
1.1.4 Biological diversity in urban areas	61
2 Cities as sites of biological diversity	62
2.1 Flora	64
2.1.1 Flora – Quantitative	65
2.1.2 Flora – composition and turnover	66
2.2 Fauna	67
2.2.1 General aspects	67
2.2.2 Avifauna	68
2.2.3 Mammals	70
2.2.4 Herpetofauna	71
2.2.5 Fishes	71
2.2.6 Arthropods	72
3 Urban patterns and biological diversity	74
3.1 Landscape level	74
3.1.1 Landscape setting (landscape matrix, landscape context)	74
3.1.2 Urban structures (urban matrix)	76
3.1.3 Gradients	77
3.2 Habitat level	78
3.2.1 Habitat vegetation structure	79
3.2.2 Habitat size	80
3.2.3 Habitat age	81
3.2.4 Habitat connectivity	82
4 Impacts of urban development on biological diversity	85
4.1 Global and country levels	85
4.2 Regional and city levels	87
4.3 Urban habitats	88
5 Biological diversity and city dwellers	91
5.1 Socio-economic factors and biological diversity	91
5.1.1 Socio-spatial relationships (places and people)	91
5.1.2 Private households and individual behaviour	92
5.2 Perception and experience of biological diversity	93
Anhang – Literaturliste / Appendix - Literature	95

Foreword

With the adoption of the decision IX/28 - 'Promoting the engagement of cities and local authorities' - at the 9th Conference of the Parties of the Convention on Biodiversity (COP 9) the importance of cities and local authorities for the achievement of the goals of the CBD was internationally acknowledged. On national level urban landscapes are already included in the National Strategy on Biological Diversity which was adopted by the German government in November 2007.

As is generally known, the relation between biological diversity and urban regions is ambivalent. On the one hand, well structured cities offer habitats for many animal and plant species and the existence of green spaces is a decisive factor for living quality in cities. In addition, nature in the city provides the only direct contact with nature and biological diversity for many people. On the other hand, urbanization and the unlimited growth of cities is one of the major threats to biological diversity. This is why the general assessment of urban regions with regard to biological diversity is difficult. Definitely, biodiversity in urban regions must not be restricted only to the level of species but requires a more complex consideration. Similarly, the process of decision making and weighing up of different aims of structural development and nature conservation are not easy.

It is the task of practice-oriented science to provide important information and expertise for political decision-making. In the field of cities and biodiversity there exist already numerous publications on investigations and inventories of animal and plant species and their habitats in cities. However, a qualified overview on the worldwide current state of knowledge about the role of urban regions for the conservation of biological diversity as input for the technical and political discussion was missing until now.

To fill this gap is the aim of this publication. This review provides both a technical and a discussion basis on importance, conservation and safeguarding of biological diversity. At the same time this study contributes to the further support of the German National Strategy on Biological Diversity.

The present review contains a comprehensive bibliography of more than 600 recent publications on the subject of biological diversity and cities. Despite the enormous number of publications it becomes apparent that many issues are not yet clarified and newly brought up. Thus, the results of the evaluation of the literature from different perspectives (i. a. cities as places of biological diversity as well as impacts of city structures and city development on biological diversity) also show gaps in knowledge. Those gaps have to be filled to formulate basic principles of local and regional action in cities and urban regions on a valid base as well as precise requirements for city development and city planning with regard to the conservation of biological diversity.

Prof. Dr. Beate Jessel

President of the German Federal Agency for Nature Conservation

Preface by the authors

The present review, with its Appendix containing a comprehensive bibliography of more than 600 references, focuses almost exclusively on recent publications (published since 2000) on the subject of biological diversity and cities. The study neither deals basically with urban ecology nor generally with nature in cities. The focus on the perspective of biological diversity, which means that the review is largely restricted to the areas of species richness and species diversity, has been deliberately chosen in order to set limits to the study. No attempt has been made to provide basic information on the subject or to review the literature at this basic level, much of which has been published since the 1980s; rather, the spotlight is turned on issues currently under debate. Basic information on the occurrence, behaviour and ecological requirements of plants and animals in the city can be found in books on the subject, and these are referred to in the introduction. Similarly, we have made no attempt to encompass the vast quantity of local studies that exist. Instead of that, the review refers to studies which draw on work that deals generally or synoptically with issues of the relationship between biological diversity and cities.

The study presented here seeks to provide a global overview on the topic. However, it will be seen that in reality European and North American publications continue to dominate the scene as far as the subject of biological diversity and cities is concerned. A variety of perspectives (including cities as places of biological diversity, urban structures, urban development processes) are considered in the evaluation of the literature. One notes that, despite the enormous number of publications that have appeared, many issues are simply opened up rather than explained. Therefore, definitive answers cannot always be provided. It also underscores the need for further methodological development and for research projects that involve comparative studies of different places or different points in time. For this to happen the international research community must agree on appropriate procedures. Only then will it be possible to specify not only the principles that should govern local and regional action in cities and conurbations but also the essential points that must be incorporated into planning and urban development. In the process it will be important to take on board – both from the scientific and from the planning and practical sides – the people who live in the cities, and to understand and involve them as important players.

At the end we would like to thank everyone who has contributed to the success of these review and bibliography. We particularly thank the German Federal Agency for Nature Conservation for the funding of the project, primarily and by name Mr Torsten Wilke and Mrs Alice Kube for the support as well as the professional advice. We thank Prof. Dr. Herbert Sukopp for the critical examination of the manuscript and numerous helpful notes during the project. We thank the numerous participants of the International CONTUREC-Conference “Urban Biodiversity & Design”, taken place in May 2008 in Erfurt, for their contributions to the discussion and their notes on references. Last but not least, this text could not have been prepared without the support of employees of the Institute for Housing and Environment. We would like to pick out exemplarily Mr Reda Hatteh for the short-term printing of the conference version of the bibliography, Mrs Andrea Soeder for the library support of the project and Mrs Ilona Scholz for the critical examination of the text after tip and grammatical errors.

Peter Werner

Rudolf Zahner

1 Introduction

Since the mid-1980s biodiversity conservation has emerged worldwide as the key theme of nature conservation and was manifested on a broad political basis with the adoption of the Convention on Biological Diversity in 1992 in Rio de Janeiro (UNEP 1995). In that context, a key role is assigned to urban areas in several respects.

Urbanization, with its direct and indirect effects, is considered one of the principal causes of the threat to global biodiversity (McKinney 2002, Olden et al. 2006). At local level, cities modify landscapes in a much more extreme manner than other forms of land use. Urban areas and urban infrastructure almost entirely displace natural and agricultural landscapes. An extreme reconfiguration of vegetation occurs, even to the point of its total loss. The species assemblage of the local flora and fauna is changed completely (Shochat et al. 2006). The continuing growth of urban populations, in combination with a growing gross world product, is expected to generate further urbanization pressure on all continents (Araujo et al. 2007). The year 2007 was a historical turning point, for it is from then onwards that more than half of humanity lives in urban settlement areas (CBD 2007). People's awareness of environmental issues is influenced crucially by their experiences of nature in their everyday surroundings (Savard et al. 2000). For these reasons, it is essential that efforts to conserve biological diversity devote greater attention to urban areas (Miller & Hobbs 2002).

Although many studies have been performed and publications produced, our understanding of the linkages between biological diversity and urban areas and the development of such areas remains fragmentary (Chace & Walsh 2004) and a systematic effort is needed to produce a complete picture (Kinzig et al. 2005, Shochat et al. 2006). On the other hand, it should not be overlooked that diverse and fundamental findings, albeit valid primarily for central Europe, have already been available since the 1980s, as set out in, for instance, the review produced by Sukopp & Werner 1982. A great number of new studies have been performed in the meantime. In several bibliographies published in the period from 1986 to 2000, Sukopp et al. cite overall more than 6,500 publications on themes relating to urban ecology and nature conservation in urban areas (most of which are limited to German-language publications). Until 1988 alone more than 600 papers on urban avifauna were published in Italy (Dinetti 1994 cited in Heywood 1996). McKinney (2008) found more than 2,000 publications using the keyword combination "urban", "species" and "diversity" or "richness" in the Web of Science and the Biological Abstracts. For numerous major cities of the northern hemisphere, e.g. Berlin, London and New York, there are in each case several hundred studies and publications on the occurrence and distribution of plants and animals, some spanning a period of several centuries (Sukopp 2002).

The problem is not, as some scientists hold, a lack of documentation (Niemelä 1999, Tait et al. 2005) or inadequate understanding of the distribution of individual taxa in specific cities, some of which are documented in great detail. This in-depth documentation is exemplified by, for instance, the numerous publications by Harris on the red fox, *Vulpes vulpes*, (e. g. Harris & Baker 2001) or by Kowarik on the tree-of-heaven, *Ailanthus altissima* (e. g. Kowarik & Säumel 2007). The problem is that the complexity of determinants and the spatial and temporal dynamic of cities (Andersson 2006) preclude simple starting points and lines of argumentation to explain causal linkages between biological diversity and cities (Kinzig et al. 2005). At the global level, the disparities of historical and present urban development proc-

esses and of the biogeophysical circumstances on the various continents lead to quite different situations pertaining to the development of species diversity in individual cities.

In many cases, the methodological differences between the various studies mean that comparative assessments of a large number of cities can only produce broad-brush statements (Pysek 1998, Werner 2007, McKinney 2008). In the same vein, methodological problems mean that historical comparisons of the development of flora and fauna over several decades or centuries are of limited quality and reliability (Clemants & Moore 2005). Most studies only capture a current temporal and spatial situation, which greatly limits their explanatory power with regard to connections between urban development processes and species diversity. There is a lack of studies analysing over lengthier periods the development of species-area relationships in specific urban habitats or urban areas (Tait et al. 2005).

Furthermore, there are various elements of imprecision that hamper comparative assessments and the transferability of findings. Concepts such as degree of urbanization are not characterized with sufficient precision. For instance, an urban park may be designated per se as a “less extreme level of urbanisation” (Shochat et al. 2006), which is not necessarily appropriate (see Section 1.1.3). Some descriptions of species diversity in the city are restricted to endemic species, while others include cultivated species (Ma & Liu 2003). The scale of analysis varies (Clergeau et al. 2006a) as does the demarcation of the urban area (e.g. a purely administrative demarcation taking in the surrounding rural area, as is the case in many surveys of urban flora; or only the settled areas including their margins are taken into account, or, ultimately, only the narrower, central, densely built-over urban area) and various other aspects. There is therefore an urgent need for the scientific community to agree on the standards used in surveys and in the presentation of results, so that reliable comparisons can be made at levels beyond that of individual cities.

The following review is based almost exclusively on recent literature, i.e. publications since the year 2000. Very occasionally publications of the late 1990s and, in very rare cases, also of earlier years are cited where this appears necessary to capture certain issues. In accordance with the literature used, the review addresses current concerns and deals with the issue of biological diversity and cities in the strict sense. It neither retraces fundamental discussions such as those contained in the above-cited review by Sukopp & Werner (1982) or those of Gilbert (1989) and Klausnitzer (1993), nor does it treat the broad array of urban ecology research findings compiled by, for instance, the textbook by Sukopp & Wittig (1998) or the numerous publications produced by the LTER projects (e.g. Alberti 2003, 2008, McDonnell et al. 1997, Grimm et al. 2000, Pickett et al. 1997, 2001, 2006), which of course shed light in many respects on the interconnections between the biological diversity and ecological factors of an urban area or deal more less directly with that topic.

The introductory section of the present review concludes with definitions in order to clarify from the outset what is meant by the terms used or how these are interpreted. A basic point is that this review considers biological diversity essentially at species level, i.e. the occurrence and distribution of plant and animal species in urban settlement areas. Almost all of the studies cited were performed in major cities with populations greater than 100,000. This means that when urban settlement areas are referred to, these are in fact city areas.

Section 2 takes stock of the occurrence of plants and of the various animal groups at the level of an overall city. It is in effect a status-quo description of the quantitative and qualitative occurrence of species. Section 3 explores the theme of structures and Section 4 the

linkages between biological diversity and urban development processes. This takes up the classic distinction between pattern and process used in ecological science. Section 5 addresses the special feature that cities are not only ecological but also, and above all, socio-economic systems which therefore have very direct links to biological diversity.

1.1 Definitions

1.1.1 Biological diversity, biodiversity

The term “biological diversity” is used here in accordance with the definition produced by the 2005 Millennium Ecosystem Assessment (MEA), based upon the 1992 Convention on Biological Diversity.

Biological Diversity – shortened to Biodiversity - can be described as the diversity of life on Earth. Biodiversity has many components, like genes, species, populations and ecosystems, and can be considered at any geographical scale, from local to global (MEA 2005).

A comprehensive characterization of biological diversity must take account of all the above components. In practice, however, and this is naturally also reflected by the publications on biodiversity and cities, species diversity is the principal component used to depict and assess the development of biological diversity at the most varied scales.

The concept of biodiversity embraces several dimensions including, beside the scientific dimension, economic and ethical ones (Piechocki 2007). The present review is restricted to the scientific dimension, and is hence based on the biological and ecological literature.

1.1.1.1 Species diversity and species richness

Species diversity can be captured in the most varied forms. A broad array of indices is available to characterize species diversity at various scales. In many cases, no distinction is made between species richness and species diversity (Spellerberg & Fedor 2003). The latter includes, besides listing the pure number of taxa, a consideration of abundances and their weighting. Here a small collection is provided of the definitions and indices used most frequently in the literature reviewed.

α -, β -, γ -diversity: Here reference is frequently made to the definitions by Whittaker 1975. α -diversity = within-habitat diversity, meaning the species richness within local patches or habitats (Koleff & Gaston 2002). β -diversity = (spatial) turnover of species between communities (Whittaker et al. 2001). γ -diversity = inventory of a whole (regional) landscape (Koleff & Gaston 2002, Whittaker et al. 2001).

Species richness: The number of species observed within a specified area (Schreiner et al. 2000).

Abundance: Density, frequency, overall number etc. of individuals per unit area.

Indices of species diversity: The following indices are used: species-area curves (Schreiner et al. 2000), the Shannon index, which is also termed Shannon-Wiener or Shannon-Weaver index (Spellerberg & Fedor 2003), the Simpson index and evenness.

Similarity and complementarity of habitats: Comparisons between habitats and areas frequently use the Jaccard index, the Sørensen index, the Bay-Curtis index, Euclidean distance or the Complementary Index.

1.1.2 Native and introduced species

The key distinction running through almost all publications is that between native and non-native species. This pair of concepts is also used throughout in the present review and with the following meanings.

Native species (syn.: indigenous species): Species that have originated in a given area with or without human involvement or that arrived there without intentional or unintentional intervention of humans from an area in which they are native (Scholz 2007).

Non-native species (syn.: alien, exotic, introduced species, neobiota): Species that arrived in a given area with intentional or unintentional human involvement (Scholz 2007), including species native to other areas of the country/continent, but formerly foreign to the defined region (Tait et al. 2005).

In Europe, introduced species are moreover frequently differentiated according to whether they were introduced before (archaeobiota) or after (neobiota in the narrower sense, Kowarik 2002) the 15th century. The debate on the classification of species as anecophytes or anecozoa is not taken into consideration here.

1.1.3 Cities and urbanization

Definitions of cities are many and various. In most cases, the overall population, high population density and a high level of development of the built infrastructure are considered to be the key attributes of cities (Pickett et al. 2001, Alarukka et al. 2002).

Many publications do not qualify any further the concepts of “city” and “urbanization”. This usually results from the assumption that it is basically known what makes up a city and an urbanized area. As most studies are carried out in major cities, and the publications accordingly reflect the situation in such cities, this simplification is not overly problematic in many cases. A general proviso, however, and one with which urban geographers struggle, is that it can scarcely be stated where a city precisely ends and the rural surroundings begin (Williams et al. 2000, Cilliers et al. 2004).

This simplified understanding, however, no longer suffices when comparisons are made between cities or when the concept of “degree of urbanization” is used without any specific qualification as a catch-all phrase. Cities which differ by a factor of 10 and more in terms of their surface area and population number manifest significantly different ecological circumstances. In the same vein, gradient analyses are no longer comparable if the measure of urbanization does not refer to the same quantities. For example, urban land vacancies are not built over, but are nonetheless subject, particularly if they are in an inner-city location, to a high level of urban influence, both in the past and in terms of the present situation of the land. Or, to state a further example, an urban park located in the centre of a city that is used by many people and has been greatly modified by artificial landscaping components is subject to more severe human impacts than a residential area with park-like gardens, even if the latter is located close to the city centre.

Measures such as hemeroby have been devised in an attempt to aggregate the degree of human influence to a single quantity. However, as this index cannot be determined objectively on the basis of measurable ecological parameters, it can be helpful at a regional level (Ziarnek 2007), but is too indeterminate for broader-scale comparisons or for transferral to other regions (Hill et al. 2002, Angold et al. 2006).

In the following, we list the attributes of what constitutes a city or urbanization which are of relevance to the specific configuration of biological diversity in relation to the overall city and whose variations can be used as measures of the degree of urbanization (e.g. McDonnell et al. 1997, Pickett et al. 1997, 2001, 2006, Sukopp & Wittig 1998, Grimm et al. 2000, Albert 2003, 2008, Forsy & Allen 2005, Shochat et al. 2006).

- Population larger than 20,000 and population density in central areas greater than 500 persons/km²
- Configuration of buildings, technical infrastructure and open spaces, whereby the degree of built-up and paved area is around 40–50% on average and well over 60% in the core areas
- In temperate zones, formation of an urban heat island with longer vegetation periods, summer-time heat stress and winter-time temperature attenuation, but cooler temperature in summer in desert cities
- Modification of the water balance, tending to become drier in temperate zones, but with opposite effects in desert areas due to irrigation
- Nutrient inputs, both concentrated at specific points and broad-scale
- High productivity, especially on areas managed by gardeners, together with intentionally or unintentionally elevated feed availability for animals
- Contaminant pressures, particularly of relevance to soil organisms, lichen or aquatic species
- Further disturbance factors such as trampling, scaring or noise stress and light smog
- Fragmentation of open and green spaces, including semi-natural areas
- High proportion of introduced and cultivated species
- Urban matrix and urban patches are colonized by a number of generalists and common species

Tab. 1: Urban areas – scales and definitions

Name	Scale	Definition
Urban landscape	Regional – macro	A city or an agglomeration of cities and their urbanized surrounding areas, including larger parts of open spaces. Sometimes used in contrast to the rural landscape to describe the integrated connection of open and developed areas of a city.
City/town – urban area	Regional – macro to meso	More or less connected built-up areas normally governed by one local authority (municipality). Usually defined by population statistics (see above).
Urban district	Local – meso	From suburbs and sometimes formerly independent city parts to neighbourhoods. In big cities a district can cover far more than 100,000 people.

Name	Scale	Definition
Urban neighbourhood	Local – meso to micro	Covering several building blocks representing a specific building structure and socio-economic quality.
Urban land-use type		Covering several building blocks or open spaces characterized by prominent land-use functions and patterns.
Urban habitat	Local – micro	A single open or built-up area of several square metres or hectares characterized by a specific use and structure.

(Lichtenberger 1998, Zerbe et al. 2003, Clergeau et al. 2006 a, b, Altherr 2007)

1.1.4 Biological diversity in urban areas

All of the areas and the animals and plants living there which are situated within the more or less contiguous settlement area of a city contribute to its biological diversity. In the context of biodiversity conservation, the spontaneously occurring plants and animals are at the centre of interest. The diversity of cultivated species and of their genetic variabilities is of great importance in relation to the conservation of genetic resources for present and potential uses, but is not considered in the present review.

2 Cities as sites of biological diversity

The majority of the studies reviewed in this paper focus on the occurrence and distribution of vascular plants and avifauna in cities. The selection is not statistically representative, but can be presumed to present a largely accurate picture of the given situation. A further point is that it is almost only for these two taxonomic groups that spatially comprehensive analyses are available for several cities. Pysek (1998), Wittig (2002) and Clemants & Moore (2003) provide overviews with regard to vascular plants, Marzluff et al. (2001), Kelcey & Rheinwald (2005) for avifauna. Spatially inclusive surveys encompass not only individual land-use types, but capture the entire urban matrix with its full diversity of urban uses, including residential and industrial zones. For most other taxonomic groups, the literature has either studied selected sections of cities such as suburbs (e.g. Hirota et al. 2004) or individual types of use. The latter are often restricted to “green” types of use such as parks or forests (e.g. Alarukka et al. 2002, Brown & Freitas 2002). This means that both the state of scientific knowledge and the general perception of biological diversity in cities are determined largely by these two taxonomic groups. The state of knowledge of the occurrence and distribution of small organisms is particularly limited (Savard et al. 2000).

Although authors warn of a homogenization of biodiversity, and view urbanization as a principal threat in this regard (McKinney 2002, Olden et al. 2006), there is agreement for vascular plants and for almost all animal groups that cities are characterized by great species richness (Crooks et al. 2004, Alvey 2006, McKinney 2006, Sukopp 2006, Reichholf 2007); they are sites of local and regional biodiversity (Sax & Gaines 2003). This picture emerges if the entire urban area with all its uses is taken into account. For the diversity of types and intensities of use creates a great array of different habitats and microhabitats, and the most varied habitat mosaic configurations (Niemelä et al. 2002, Garden et al. 2006). To this is added the intended or unintended introduction of a great number of cultivated animal and plant species. The substantial species richness of cities was also stressed over and over again in previous decades (see the references in the introduction). In recent years, this picture has been broadened to include a greater number of taxonomic groups, and has also been confirmed for a large number of cities on all continents.

The sum of native and non-native species leads to the above-mentioned high number of species. Despite global homogenization trends, an increase in α -diversity at both local and regional level is to be found (Olden et al. 2006), and particularly in cities. However, assessments of the development of regional diversity diverge. This divergence can be due to scale (Pautasso 2007), as the regional scale, in particular, is not stringently defined. It may also be attributable to the use of different diversity indices, i.e. whether α - or β -diversity is examined (Crooks et al. 2004, Olden et al 2006).

Study of relationships between native and non-native species has become a certain focus in recent years, whereby a major contribution has come from the debate on the threats posed to biodiversity by homogenization (see in particular McKinney 2002, 2003, 2006, 2008).

In many cases the declines in native species caused by human settlement development are compensated by the introduction of non-native species (see below for further details on this). It is remarkable that despite these declines the number of species of the biogeographical region, at which the cities are settled, is relatively high. That means also, in many cities the number of native species is at a high level. It is noted across the most diverse taxonomic

groups that 50% and more of the regional or even national species assemblage is to be found in cities of the northern hemisphere. For instance, more than 50% of the flora of Belgium can be found in Brussels (Godefroid 2001), in Rome about half of the bird species occurring in the surrounding landscape are also found in the city itself (Cignini & Zapparoli 2005), and 50% of vertebrates and 65% of the birds of Poland occur in Warsaw (Luniak 2008). However in some regions of the world like New Zealand the non-native species are extremely dominant in the urban flora and only some native species are found there. For example from the total of 317 vascular plant species recorded in Christchurch biotopes, only 48 are native (Ignatieva & al. 2000). For one thing, the native species found in cities of the northern hemisphere do certainly still reflect the biogeographical region (Clergeau et al 2001, Clemants & Moore 2003), but on the other hand, the larger number of generalists ensures this high level (Adams 2005). There are, however, shifts in abundances. One effect is that successful colonizers of cities occur in large abundances and densities – in extreme ones in certain parts of cities such as the city centres. On the other hand, a very large proportion of the species occurs in only small numbers of individuals and is limited to specific sites. It is noteworthy that the last statement applies particularly to a great number of non-native species which have only recently colonized cities. It is not uncommon for invasive species to experience a decline in the extent of their colonization, sometimes after barely a decade (Forys & Allen 2005). There are also many examples of situations in which, after a lengthy quiet phase, conditions suddenly occur that cause the area colonized by species that arrived some time ago to increase by leaps and bounds (Sukopp & Wurzel 2003). The recent literature is increasingly stressing that the adaptation processes of native species are far from concluded. This means that the number of species occurring in cities will continue to be enriched, both through new colonization and through adaptation processes (Luniak 2004, Sukopp 2006).

There are, however, some forecasts that predict that this process will not be sustained. Hepinstall et al. 2006 simulated future trends and forecast a decline in species – after a peak before 2027. The reasoning behind this is that the number of synanthropic species will decline.

A range of concepts are used to characterize the relationship between specific taxa and the urban habitat. Wittig et al. already proposed in 1985 a categorization for flora. This basic structure is also to be found in the recent literature, with various modifications.

Synanthropy (Luniak 2004) is the oldest but also the broadest concept, for it refers fundamentally to the relationship between species and sites characterized by human uses. The categorization of plant and animal species as non-synanthropic and their classification in specific levels of synanthropy is not limited to urban areas. An interesting proposal is that of Garden et al. (2006), who suggest distinguishing between species that are able or unable to exploit the urban matrix (see Section 3.1.2).

Table 2: A typology of species according to their adaptation to urban settlement areas

Authors (not always first authors)	Species which avoid urban spaces and habitats	Species which occur both in urban areas and in the wider landscape	Species which occur predominantly or exclusively in cities
Wittig et al. 1985	urbanophobe	urbanoneutral	urbanophile
Blair 2001	urban avoiders	urban adapters	urban exploiters
Johnston 2001	non-synanthropic	casual synanthropic	full synanthropic
Crooks et al. 2004	urbanization-sensitive	urbanization-intermediate	urbanization-enhanced

The literature finds for flora and fauna alike that cities are recent sites of floral and faunal history (Lenzin et al. 2004). Their flora and fauna lack stability, and these areas are in an ongoing process of development and change. Urban development and change proceed at highly disparate rates at the global level, and in some cases also within regions. The perimeters of rapidly growing cities, such as the megacities of South America or Asia, are very recent urban areas. Cities in the USA or Australia are extremely recent in a historical perspective, and are moreover embedded in landscapes which have also only been cultivated comprehensively in relatively recent times.

For both plants and animals it has been observed that species continue to adapt to urban areas and will continue to colonize them; this applies both to native species and to some non-native species that are already naturalized in the rural areas (Luniak 2004, Sukopp 2006). Although an end of such processes of adaptation cannot be foreseen yet, however, it is forecast over the medium term, as mentioned above (Hepinstall et al. 2008).

2.1 Flora

Five points are noteworthy in relation to higher plants:

1. The presence and distribution of vascular plants in particular is the best documented of all taxonomic groups, and plant diversity is considered a principal argument for the high species diversity of cities (Pysek et al. 2004, Kühn et al. 2004, Jim & Chen 2008).
2. There is no stable urban flora, but floral composition continues to be subject to major dynamics, regardless of how old a city is or in which regions of the world it is located (Lenzin et al. 2004, Clemants and Moore 2005).
3. In cities on all the various continents there is a decline in the overall number of species compared to the assemblages encountered there 100 or more years ago (Bertin 2002).
4. The share of introduced non-native species in the overall species inventory – and in many cases also their absolute number – is continuing to rise everywhere (Tait et al. 2005, McKinney 2006).
5. Shifts in abundances are occurring. The proportion of species widespread in a city is declining, whereas the proportion of species occurring only in a few matrix fields or habitats of a city is continuing to rise more or less steadily (Chocholouskova & Pysek 2003).

When addressing non-native species, European studies often make a further distinction between archaeophytes (introduced or entered the region prior to 1500) and neophytes (introduced or entered the region after 1500, discovery of the New World). It lies in the nature of its definition that this distinction cannot be transferred to other continents and that no similarly comparable data are available. Therefore the following discussion, and that in Sections 3 and 4 of this review, is limited largely to neophytes when non-native species are concerned. Special features relating to archaeophytes, which are also termed as “something in-between” (Celesti-Grapow et al. 2006), are noted occasionally.

Numerous studies on lichens in cities focus, as has been the case since the 1960s, on the issues surrounding air pollution and bioindication. Lichens and mosses are not discussed specifically in the present review.

2.1.1 Flora – Quantitative

The positive link between the number of plant species occurring and the number of inhabitants or area size of cities was already noted early on (Celesia 1997, Sukopp & Wittig 1998). The number of inhabitants and the area size correlate closely, although at different levels on the various continents. Inhabitant number and area size are dependent variables, but reflect two key factors of species richness: First, cities are centres of intentionally and unintentionally introduced species and this is linked to the number of inhabitants; second, the quantity of habitats grows in step with growing area size. The above-mentioned synoptic studies have also shown that for vascular plants the species-area curves of cities are at a higher level than those of rural, cultural landscapes used for farming or forestry.

For Central Europe, Pysek (1993 and 1998) has produced the most comprehensive survey of cities and numbers of higher plant species occurring there. The more recent literature also underscores that in Central European cities larger than 100 km² generally more than 1000 higher plant species can occur. Species numbers range from just under 30 to more than 600 species per km² (Landolt 2000, Godefroid 2001, Chocholouskova & Pysek 2003). These levels are not necessarily reached on other continents; for instance, 525 species over an urban area of 206 km² are reported for Chonju in South Korea (Zerbe et al. 2004). Species numbers of around 1200 to more than 2000 are reported for major cities and conurbations such as Beijing, New York or the metropolitan area of Adelaide, whose areas are significantly larger than 1000 km² (Ma & Liu 2003, DeCandido 2004, Tait et al. 2005).

As mentioned above, large cities host about 50% of the higher plant species of the biogeographical region in which they are located (Godefroid 2001, Salnikov & Pilipenko 2005).

The proportion of non-native species can vary greatly depending upon specific habitat types, ranging from only a few percent to 50% (Hahs & McDonnell 2007). In some regions the proportion of non-native species can even reach a far higher level (Ignatieva et al. 2000). This is discussed in further detail in Section 3. Herbaceous plants or hemicryptophytes appear to be affected particularly by the loss of native species. The absolute number of non-native species is highest for therophytes (DeCandido 2004, Zerbe et al. 2004, Salnikov & Pilipenko 2005). An increase in non-native species, particularly among shrubs, is observable both in Europe and in North America (Chocholouskova & Pysek 2003, Clemants & Moore 2005). Even in many towns in South Africa a noticeably high proportion of non-native shrub species (more than 50% on public green spaces) has been recorded; many of these non-natives species are also invasive ones (McConnachie et al. 2008).

It is noteworthy that in Rome, for example, with more than two thousand years of history, the proportion of native species in the overall flora is approx. 82% and neophytes make up only 12.4% (Celesti-Gradow et al. 2006). In North America the proportion of non-native species drops from east to west, mirroring the settlement history of the continent (see also Section 4).

2.1.2 Flora – composition and turnover

The situation is advantageous for higher plants in the sense that, for an array of cities, complete or almost complete historical inventory surveys are available which can be used to make comparisons with the present occurrences and distributions of plants. Over a period of 120 years and more, the turnover rates for individual Central European cities figure around 20% to 30% using the Sørensen coefficient and over 30% to over 40% using the Jaccard coefficient (Landolt 2000, Chocholouskova & Pysek 2003). For New York, in comparison, values of almost 40% or 55%, respectively, are found (DeCandido 2004, McKinney 2006). For Brussels, a turnover rate of 20% based on the Sørensen coefficient has been found for the last 30–50 year period alone (Godefroid 2001).

The comparison of the plant inventories of several cities on various continents has found a species loss ranging between 3% and 46% over a period of 100 to more than 150 years, whereby the mean loss found in Europe was 10–12% (Jackowiak 1998, Bertin 2002).

In the Adelaide metropolitan area, in contrast, “only” a 7.5% loss of native plant species since 1836 was found. In that area the number of introduced species rose sharply between 1836 and 1950 (200 to 300 new species every 50 years); since then the growth has been less marked, with “only” 45 species since 1950 (Tait et al. 2005).

The general trend across all continents is that the influx of newly introduced species continues. A doubling of the absolute number of non-native species over the past 100 years is not uncommon for Central Europe, and particularly so for Japan, North America and Australia. The literature reports a present average of about 40% non-native species in the overall species inventory of higher plants in Central European cities (Pysek 1998) comprising archaeophytes as well as neophytes. For North American cities the value is approx. 35% (Clemants & Moore 2003). However, regarding those figures the question arises to rather compare the value of North American cities with the percentage of neophytes in European cities (La Sorte et al. 2007). Regarding North American cities there are references that a distinction of non-native species might be useful to differentiate between species native to the continent but not to the region (extralimital) and species which originate from other continents (exotics) (La Sorte & McKinney 2006, La Sorte et al. 2007). The latter are comparable to neophytes in European cities.

It was noted above that a shift in abundances is to be found. Successful “urban exploiters”, which can be both non-native and native species, are found in high abundances, meaning that they are encountered in the majority of the mapped grid fields or habitats of a city. The general trend of recent decades, however, appears to be that this number is declining and the number of species occurring in only a few sites is rising continuously. This indicates a growing threat potential (Chocholouskova & Pysek 2003).

In Europe, native species are the most successful “urban exploiters”, accounting for 70% of them, while in North America the inverse ratio applies (Roy et al. 1999, Müller 2003). Since they occur widely and have adapted to human settlements for centuries, European archaeophytes are especially successful urban exploiters of North American cities (La Sorte et al.

2007). Furthermore, it is noted that the influx of species from Europe is much higher than in the reverse direction (Müller 2005, La Sorte et al. 2007).

In Europe there is an increasing awareness of the importance of apophytes, meaning native plant species which have moved into anthropogenic sites (Sukopp 2006). Analyses of this aspect are not yet available for North and South America, Asia, Australia etc.

In Central Europe, indicator value analyses according to Ellenberg have been used variously for the ecological characterization of changes in plant species inventories (Wittig 2002). Comparisons of changes that have occurred over the last 100 years reveal the following trends for Central Europe, with deviations from the trends in some cases: indicator values have developed towards higher nutrient requirements, higher temperatures and greater drought resistance. These reflect, among other things, the increasing frequency of milder winters (Landolt 2000, Godefroid 2001, Pyšek et al. 2004).

When debating the increase of non-native species and the dominance of a small number of species in urban areas, it must not be overlooked that numerous habitats and species exist in cities that have local, regional and national importance for nature conservation and for the maintenance of biological diversity, particularly with regard to native species (Dana et al. 2002, Löfvenhaft et al. 2002, Celesti-Grapow et al. 2006).

2.2 Fauna

2.2.1 General aspects

Many of the general statements made in the introduction and in the discussion of urban flora above also apply to the urban fauna. That is not surprising, because the diversity of the fauna tends to correlate with vegetation complexity and the richness of plant species (Savard et al. 2000). The fauna of cities is therefore also described as being highly diverse, and this diversity clearly indicates the adaptive capacity and plasticity of many species (Hadidian & Smith 2001). These adaptation processes were registered very early on particularly for animals. As the fauna can also be considered recent and unstable, especially in North America and Australia, substantial development processes are still ongoing. The literature stresses the high species numbers at local level, but at the same time notes the loss of faunal species diversity at regional level (Crooks et al. 2004). The strong presence of generalists well able to exploit urban areas or even preferring them and the loss of specialists is stressed for the fauna even more than for the flora (e.g. Koh & Sodhi 2004, Adams 2005).

The way in which a city is embedded in the surrounding landscape plays a role in the development of species diversity, but this role cannot always be assessed clearly (Clergeau et al. 2001). Due to the diversity of fauna, analyses do not always concentrate on specific taxonomic groups, but frequently examine specific sites or the species bound to these sites. Studies of the animal species and habitats of urban forests are the most frequent in this regard (Brown & Freytas 2002, Fernandez-Juricic 2004, Alaruiikka et al. 2005, Er et al. 2005). As a result it is easy for the loss of species to be seen in terms of the loss of species associated with forests and to be over-emphasized. Relatively little attention is paid to the importance for biodiversity of a mixture of wooded and open landscape types.

Cities in steppe or desert landscapes differ much more substantially from their setting than cities in, for example, forest landscapes. In steppe and desert settings both species numbers – due largely to contributions of non-native species – and abundance in general are elevated

appreciably as a result of the diversity of supplementary habitats provided in urban areas (Savard et al. 2000). Special seasonal effects occur in the fauna, in contrast to the flora, depending upon the climatic region and the taxon studied, such as the finding that cities are important overwintering sites for birds and are used by some bird species only at this time (Clergeau et al 1998), or that the numbers of species fluctuate considerably between wet and dry seasons (Torga et al. 2007). This aspect therefore merits special attention.

A further special aspect, which can largely also be viewed as a general tendency found in fauna, is the frequently analysed reduction in size of species occurring in urban areas compared to the species living in the surrounding landscape.

Many faunistic studies, in particular, note the impacts of urbanization. They usually point out that urbanization leads to a reduction in species diversity. These studies do not generally refer to the urbanization of a local or regional landscape or to the entire settlement area of a city as compared to the surrounding landscape (see also Section 1) – in these two perspectives, as noted variously above, a high species richness rather tends to be found – but generally focus on the increase of the human impact along a gradient from the city margin to the city centre. The following discussion therefore refers less to urbanization and more to tangible human impacts – the intensity or human impact gradient.

2.2.2 Avifauna

Data availability is clearly and traditionally best for avifauna, which have been studied intensively for a long period, especially in Europe and the USA (Marzluff, Bowman & Donnelly 2001, Kelcey & Rheinwald 2005, Chace & Walsh 2006, Garden 2006). Birds are the only species group whose occurrence is mapped, sometimes on an annual basis, in some countries (e.g. United Kingdom, Germany) using either target indicators or transects that include urban areas (Risely et al. 2008). This is possible only because in many countries a network of volunteer birdwatchers can be called on for this species group. It vividly illustrates the importance of this group for present-day species conservation endeavours.

Numerous bird species can use urban areas as habitat. Relatively high species numbers are not only reported for North America and Europe; in Australia, too, the cities evidently have a high species richness (Garden et al. 2006). Major importance with regard to the species richness of the avifauna is assigned to the urban park areas (Cornelis & Hermy 2001).

Studies analysing individual species bound to certain habitats of the original landscape have generally registered a decline in these species (Chace & Walsh 2006). Leveau & Leveau (2004) have also confirmed this trend for the temperate South American climate. This has been studied especially for birds bound to forest habitats. Drastic losses of up to 80% are reported for forest species of tropical landscapes (Posa & Sodhi 2006).

Species communities are highly diverse in individual urban habitats (high α -diversity) that are usually undisturbed or used with intermediate intensity. In contrast to this high local species richness, species assemblages in habitats where human impact is very high are often very homogenous and species-poor; these are the inner-city habitats that are highly disturbed, densely built up or paved and poor in vegetation (Chace & Walsh 2004). Some species depend upon urban habitats (Hötger et al. 2001, Luniak 2004) or are at least substantially more successful in urbanized habitats than in their natural setting (Luniak 2004). In Europe these are mainly native species, whereas on the other continents, as found especially in North America, these are non-native species (Blair 2001, Melles et al. 2003).

In Europe and North America, the house sparrow, starling and rock dove are typical dominant species, while in the city of Warsaw, for instance corvids like the magpie only became subdominant in the 1990s (Savard et al. 2000, Luniak 2004). In temperate and Mediterranean regions, the dominant species in cities are usually granivores or omnivores, as well as cavity-nesting species able to use buildings (Clergeau et al 1998, Chace & Walsh 2006, Kark et al 2007b). Furthermore, there are distinct indications that urbanization tends to select for resident and social species, which experience a range expansion into anthropogenic habitats (Kark et al 2007b).

In tropical zones, there can be a shift to the benefit of granivorous and frugivorous species (Leveau & Leveau 2004, Lim & Sodhi 2004, for a contrasting view Franchin & Marcal 2004, Manhaes & Lours-Ribeiro 2005).

As they occupy several trophic levels, birds are not only a very important species group in ecological terms, but also a highly interesting target species group that can supply key information on food webs in cities (Faeth et al. 2005). The abundance of individual species in urban areas is high and often even higher than in the surrounding landscape, because the availability of food in urban areas is often greater due to human activity such as bird feeding or the availability of wastes (Fleischer et al. 2003, Chace & Walsh 2006). Thereby highly urbanized habitats usually have a high proportion of non-native species (Savard et al. 2000, White et al. 2005).

A particular characteristic of birds is their mobility, which greatly facilitates the colonization of habitat mosaics in urban landscapes. Due to their high mobility, birds can often use both the city and its surroundings. Raptors profit, for example, from the large populations of small mammals in urban areas (Chace & Walsh 2006).

Proportions of non-native species vary in European cities. The highest numbers of non-native species are found in western and south-western Europe, while in eastern and especially in south-eastern Europe almost no neoavifauna are to be found (Kelcey & Rheinwald 2005).

In South Africa the number of bird species has increased as a result of changes in land use accompanied by an increase in the number of generalists (Fairbanks 2004 quoted in Luck 2007).

According to Marzluff (2001) the following trend is to be observed worldwide: With rising intensities of urbanization, the numbers of both non-native and building-nesting species rise, while ground-nesting and cavity-nesting species decline.

In German cities the populations of numerous ubiquitous bird species are growing or remaining stable, while others have experienced severe losses for some time (Hötker et al. 2001). In the United Kingdom, the house sparrow and starling have suffered extreme losses in population densities, with a decline well in excess of 60% being recorded (Chamberlain et al. 2007).

In general, numerous species appear to be continuing to colonize urban areas, where they occupy usable niches (Luniak 2004).

In Australian cities, most native bird species were only lost in the last 30 years. This may be linked to the generation period of the species, but also to major changes in peri-urban landscapes (Tait et al. 2005).

2.2.3 Mammals

Mammals have been studied much more rarely in the past, which is doubtless due to the difficult accessibility of their often nocturnal and hidden lives (Crooks 2002, Garden et al. 2007).

Nonetheless, many studies of numerous species are available (e.g. Garden et al. 2007, Baker & Harris 2007, Tikonova et al. 2006). In general, more attention is given to the larger mammals than the small urban mammals which certainly occur in huge abundances worldwide. For woodmice, for example, it was calculated that the average density in domestic gardens in Bristol was 81 individuals per hectare (Baker et al. 2003).

One of the best-studied species is the red fox (Adkins & Stott 1998, Baker & Harris 2001, Gloor et al. 2001, Hadidian & Smith 2001, and many more).

In the group of mammals as in others, it is usually the feeding and habitat generalists – including numerous commensals, especially among the small mammals – that cope best with urban conditions. Non-native commensals often occur worldwide, competing in high abundances with the native fauna (McKinney 2006). Omnivores, carnivores, insectivores and Marsupialia are functional groups frequently occurring in urban areas (Chamber & Dickman 2002, Baker & Harris 2007). Of these, six taxa are the most frequent in Europe: mice, voles, foxes, squirrels, hedgehogs, bats. Larger predators, in contrast, are rare in urban areas (van der Ree & McCarthy 2005, Baker & Harris 2007).

Almost all mammal species decline with an increasing degree of human impact in urban areas and mainly use vegetation-rich and richly structured habitats (Gaisler et al. 1998, Sorace et al. 2001, Lesinski et al. 2000, Avila-Flores & Fenton 2005, Tikonova et al. 2006, Baker & Harris 2007). McKinney (2008) found in a remarkable 12% of the studies in his review a rise in species numbers up to a moderate level of urban impact.

A slightly changed picture emerges for some mobile bat species, many of which roost in buildings in highly urbanized areas in broad daylight but can partly also hunt in distant areas outside of the city (Lesinski et al. 2000, Everette et al. 2001) and in that case are not necessarily dependent upon suitable hunting habitats in the urban area. In many countries the threat to bat species posed by roost loss, for example loss of tree cavities and of places in buildings, is the most distinct (Everette et al. 2001, Evelyn et al. 2004, van der Ree & McCarthy 2005).

There is only limited concrete information on the present development of mammal populations in cities. Mammal species numbers have declined especially in Australian cities, where in some cases half of the original species assemblage is extinct (Tait et al. 2005, van der Ree & McCarthy 2005, Garden et al. 2007). Only Tait et al. (2005) assume that no further species are endangered in Australia, while van der Ree & McCarthy (2005) assume that the loss of further species is probable. The loss of species that originally occurred can be presumed to have been also high in other parts of the world, but here the data situation makes not possible to present useful assumptions.

Two aspects are striking in relation to urban mammals. One is that, together with songbirds, they are the group most perceived and appreciated by the human inhabitants of cities – although when densities are high this can rapidly tip into a perception as pest species; this is especially true for rats and pigeons (DeStefano & DeGraaf 2003).

The second is that, again together with the birds, they are the group most threatened by domesticated mammals (cats and dogs) or feral individuals. There are numerous studies of the scale of this problem that do not always arrive at the same result, but there is no doubt about the general problem (Gillies & Clout 2003, Woods et al. 2003, Kays & DeWan 2004, Baker et al 2005, Beckermann et al. 2007, Sims et al. 2008). Domesticated or feral dogs and cats are an important element of the urban fauna and as such should be included in any studies. Their close interaction with human modes of behaviour also needs to be considered (see Section 5).

2.2.4 Herpetofauna

Unfortunately, little material has yet been published in an internationally available form on the diversity of urban herpetofauna (Garden et al. 2006). This is surprising, as the good local data availability generated by habitat mapping and monitoring programmes, at least in Europe, would have led one to expect a much more differentiated picture.

A study by Germaine and Wakeling (2001) on lizards that has gained much attention found that tree lizards cope best with urban habitats and that their abundance, species number and evenness are greatest at low to moderate levels of urbanization. It appears clear that reptiles are affected particularly by urbanization, but the highly variable factors are still scarcely researched (Garden et al. 2006, see also Ryan et al. 2008). Even the proportions of non-native species in urban areas have as yet only been recorded in a rough and isolated manner (e.g. Smith et al. 2007).

Parris (2006) and Price et al. (2006) also report a decline in amphibian species and abundances. Here the availability and quality of urban waters is decisive. To what extent the urban amphibian populations are also affected by the global decline of this group remains to be clarified.

2.2.5 Fishes

Fishes are a further group of species that suffer particularly from water quality and its change in cities. Most studies, however, examine riverine systems – while these are affected greatly by urbanization, they do not represent a purely urban habitat, as the city always only affects a section of the river.

It has been shown for the example of the fish fauna of the Seine in Paris (Boet et al. 1999) that it is particularly the migratory fish species that are affected by the changed river conditions, and that the remaining species continue to be endangered by depressed reproduction rates. The number of species was found to be reduced from 13 in the undisturbed sections of the Seine upstream from Paris to four remaining species downstream from the metropolis. Cushman (2006) also found for one of the rivers studied a decline in abundance and richness that followed increasing levels of urbanization, but also found a river in which there is no change in the fish fauna because the species composition is already urban-tolerant even in more natural surroundings.

These findings are complemented by those of Marchetti, Lockwood & Light (2006) who report major differences in species assemblage between different watersheds attributable to the urbanization of the watercourses and their isolation. Invasion by introduced non-native species for the purposes of fisheries leads additionally to a large degree of homogenization of the fish fauna.

2.2.6 Arthropods

Arthropods are the most diverse taxon worldwide, not only in terms of the vast number of species, but also in terms of their diversity of use of the most varied habitats in cities as elsewhere. It is thus unsurprising that this group does not present a uniform picture of their use of urban areas, and generalizations always remain questionable.

Lepidoptera and carabids are favoured target species for studies in cities worldwide (Alaruika et al. 2002, Angold et al. 2006, Blair 1999, Brown & Freitas 2002, Hardy & Dennis 1999, Ishitani, Kotze & Niemelä 2003, Posa & Sodhi 2006, and many more). At this point the GlobeNet Project should be noted (Niemelä et al. 2000). GLOBENET is a multi-national research framework for assessing and comparing the influence of urbanization using a single group of invertebrates, in this case carabid beetles, and standardised field methods, namely gradient analyses.

Precise losses of species have only rarely been documented, but the loss of more than 40% of lepidoptera species in San Francisco seems characteristic (Connor 2002). Even higher losses have been recorded for tropical forest species, in this case 80% (Posa & Sodhi 2006).

Nonetheless, some arthropods can reach high abundances in cities (< 3800 individuals per square metre) and arthropod species are present at all trophic levels (McIntyre 2000). Declines in insect fauna can have drastic impacts upon the insectivores of other taxa (Connor 2002).

Due to their mobility and their use of the nectar sources of the most varied flowering plants, the responses of lepidoptera species to the level of human impact in urban areas are often comparable to those of birds (Blair 1999, Clark, Reed & Chew 2007, for a contrasting view Posa & Sodhi 2006). When the number of nectar resources drops and host plants for the caterpillar stage are absent, lepidoptera numbers fall (Dennis & Hardy 1999). Koh & Sodhi (2004) analysed the close relationship between the number of potential larval host plant species and butterfly species richness in urban parks. The impact of urbanization appears to be even stronger in tropical zones (Brown & Freitas 2002). Here, in contrast to temperate regions, connectivity and water availability appear to play a greater role (Brown & Freitas 2002, Angold et al. 2006).

In numerous arthropod groups, small to medium-sized generalists predominate (McIntyre et al. 2001, Alaruika et al. 2002, Ishitani, Kotze & Niemelä 2003). However, for the individual taxa it is often not possible to identify a clear correlation between urbanization gradient and abundance or species number (Ishitani et al. 2003, Clark et al. 2007, for a contrasting view Kache 2001 with respect to staphylinids, McIntyre 2001, Alaruika et al. 2002 with respect to carabids and spiders, Ulrich et al. 2007). According to Clark et al. (2007) the quality and quantity of that correlation depend particularly strongly upon the scale chosen for study.

For most species local habitat quality (e.g. vegetation structure, fragment size, fragment age or succession stage) is of vital importance (Miyashita, et al. 1998, Bolgor et al. 2000, McIntyre 2001, Shochat et al. 2004, Angold et al. 2006, Strauss & Biedermann 2006, Clark et al. 2007).

According to Forsy & Allen (2005) ants cope relatively well with an increasing degree of urban sprawl. Even after population collapses caused by invasions of non-native species, ant populations can recover completely under favourable conditions (Morrison 2002, Morrison & Porter 2003). Therefore, some scientists argue that ants, together with springtails and mites, are not particularly well suited as indicators of the effects of urbanization (McIntyre et al. 2001).

3 Urban patterns and biological diversity

The complexity and diversity of urban patterns have been often described and identified as the important factors of biological diversity (see Sections 1 and 2).

Structurally a town or city can be viewed as a “complex habitat mosaic” (Mazerolle & Villard 1999). This habitat mosaic is made up of very varying sub-areas, while at the same time the city itself is a more or less clearly defined area that forms part of a larger landscape complex. A number of studies use the matrix-patches-model of landscape ecology to describe this relationship between the system as a whole and the sub-areas. Depending on the scale, the landscape area may be the matrix and the built-up urban areas the patches (Di Mauro et al. 2007), or the urban area may be the matrix and the individual habitats within it the patches (Garden et al. 2006). In the latter case the built-up areas and the associated built infrastructure is usually termed the matrix, while the green areas are regarded as the patches (Green & Baker 2003). Since the mosaic-like character of the urban area can also be seen as a fragmented heterogeneous landscape form, the relevant approaches, methods and theories of landscape ecology can be applied to it in order to analyse and evaluate the links between biodiversity and urban area (Adam 2005).

The discussion that follows relates to both levels, dealing with the structure of the urban area as a whole and the structures of the individual habitats within the urban area.

3.1 Landscape level

Consideration of this level is hampered by the lack of studies – other than those concerned with city size and urbanization gradient – which might permit questions about the relationship between urban pattern and biodiversity to be answered in greater depth. In recent years some studies have investigated the relationship between urban form and biological diversity (Tratalos et al. 2007a, Werner 2007). By contrast, many studies dealing with urban-to-rural gradients have been carried out and published in the last few years (see chapter 3.1.4). For example McKinney (2008) provides a review of this subject. As significant factors which determine the proportion of native species – in this case of avifauna – Savard et al. (2000) quote the geographical location of a city, the landscape context in which a city is embedded, and the proportion of natural vegetation within a city.

3.1.1 Landscape setting (landscape matrix, landscape context)

Towns and cities on our planet are embedded in very varying landscape settings. For example, cities in parts of northern Europe, Canada and the tropics are set in forest landscapes (ranging from boreal forests to rainforests); cities in central and southern Europe are often embedded in cultivated agrarian landscapes, while some cities in Australia, the USA and Africa are located in steppe or even desert landscapes. In addition, coastal cities – defined by their location in places where the land meets the sea – are found all over the world. A city's native species are to a significant extent a reflection of its landscape setting and, as already mentioned above, species from the relevant landscape setting constitute a large percentage of the existing species potential. However, cities are unique in that they add new patterns not typical of the landscape to the original landscape and habitat patterns. Built structures interpose what approximates to a rock landscape (Lundholm & Martin 2006), while in desert cities, for example, well-watered lawn areas are added to the mix (Hope et al.

2003). In the same vein, cities set in forested regions acquire a large number of open land habitats, so that these cities are on the whole less afforested than the surrounding region, while cities sited amid agricultural landscape or steppe acquire urban forests which make them on average more afforested than their environs.

Some studies have concluded that the impact on some of the flora and fauna of this integration into the landscape setting is small (Strauss & Biedermann 2006). For example, Clergeau et al. (1998) claim that there is no evidence that the composition of the avifauna of different cities within a large geographical landscape space – in this case northern Europe – is affected by regionally different landscape settings. Research needs to investigate to what extent these differences are overridden by generalists, since the species that occur in the cities are largely composed of generalists (see paragraph below on urban structures). However, on another level of scale, that of habitat, Chamberlain et al. (2004) found that surrounding area is one of the main determinants of occurrence for many bird species; this contrasts with the findings of Daniels & Kirkpatrick (2006), who rated the influence of the environment lower. Daniels & Kirkpatrick (2006) explain these differences by reference to the different scale of the surroundings, since Chamberlain et al. (2004) investigated only the immediately local environment but not the regional setting. With respect to the composition of the plant community, Pysek (1998) comes to the conclusion that at least the proportion of neophytes is not particularly influenced by geographical differences within central Europe; other factors, such as the structure quality of the individual habitats within the urban area or the size of the city are found to have a more significant effect. In summarizing the findings of studies of invertebrates, the authors likewise conclude that the impact of the landscape context is significant in only 20% of the studies analysed. However, in the case of vertebrates the proportion is around 80% (Di Mauro Dietz & Rockwood 2007).

On the other hand, Tait et al. (2005) assume that the decline of the fauna in Adelaide in recent years is due not only to changes within the urban area; it is likely that changes in the surrounding landscape also play a significant part. It is probable that this is particularly the case for mobile species that can use both the city and its surroundings (Everette et al. 2001, Chace & Walsh 2006), or for whom the surroundings provide a permanent source for the recolonisation of the urban habitats.

It is likely that habitat-sensitive species in particular are affected by changes in the landscape matrix, while generalists tend to be unaffected (Ries et al. 2001, Steffan-Dewenter 2003, Henle et al. 2004).

Another aspect of landscape setting is the fact that in places such as central Europe cities are located in landscape settings that are naturally relatively species-rich (Kühn et al. 2004). A correlation between population density and species diversity has been noted both for Europe as a whole and at a global level (Araujo 2003). This correlation is not surprising in view of the fact that these cities have typically developed in regions which are both productive and often characterized by landscape diversity (e.g. a river setting with adjoining terraced landscape, or in the transitional area between plains and mountain ranges). If the species diversity of the cities is due in part to this correlation, this provides evidence of the interaction between landscape setting and city (see also Chapter 4.1.2).

3.1.2 Urban structures (urban matrix)

In relation to the city, species can be subdivided according to whether they are able to move across the urban matrix or even to use it as a habitat. Garden et al. (2006) term these “matrix-occupying” species. By contrast, species for which the built-up areas represent barriers are termed “matrix-sensitive” species. These species are confined to single urban habitats (patches), mainly green areas or urban wastelands, and are exposed to greater risks in urban areas as a result of fragmentation and other potential changes to their habitat (Crooks et al. 2004). In Australia, small-bodied insectivorous and nectivorous birds, in particular, are among the matrix-sensitive species (White et al. 2005). In addition to the concepts of “matrix-occupying” and “matrix-sensitive” species, other terms – such as exploiters / adapters and avoiders – are used, but they do not have identical connotations. The same applies to the terms urbanophobe and urbanophile (see Table 2).

Cook et al. (2002) and Godefroid & Koedam (2003) have established that matrix-occupying species also occupy patches and that, because of this, effects of patch size or patch distances on species diversity may be concealed. If this species group is omitted from the analysis of patch effects, clearer correlations between the structural characteristics of patches and species diversity can be identified. For mobile species such as birds or beetles, the location of habitats within the urban matrix has little impact; the qualities of the different habitats are more important (Clergeau et al. 1998, Angold et al. 2006). The same applies to the flora found on vacant sites. A very high proportion of the flora found on vacant sites consists of species with good means of dispersal; more than 50% are species dispersed by the wind (Godefroid et al. 2007). On the other hand, it has been found in the case of birds that the use of habitat by overwintering waterfowl is influenced in part by the urban environment (McKinney et al. 2006), and that the breeding success of birds is affected by the combination of habitat size and type of environment (Clergeau et al. 2001, Chamberlain et al. 2004, Donnelly & Marzluff 2004). Study of the red squirrel showed that explanatory models of its incidence in patches are significantly better if the permeability of the matrix is taken into account in the analysis (Verbeylen et al. 2003). Hodgson (2005) goes on to show that matrix species are strongly represented in natural remnants that are surrounded by dense residential building; by contrast, remnants that are surrounded by residential areas with plenty of greenery remain home to many species that are tied to natural habitats. The study of bryophytes, too, reveals clear correlations between the flora of the parks and that of their environs (Fundali 2001). It can be concluded from this that promotion of species diversity in the patches must involve altering the layout of the matrix (Marzluff & Ewing 2001).

Relatively few studies have investigated the correlations between the layout of the urban matrix and biological diversity, or the effect of the interactions between matrix and patches on biological diversity (Whitford et al. 2001, Melles et al. 2002, Crooks et al. 2004, Zerbe et al. 2003). The apparently insular nature of the green areas and the sharp transitions between the individual usage types (Grove et al. 2005, Deichsel 2007) cause the mutual interactions to be overlooked (Borgström et al. 2006). The urban matrix does not consist only of buildings and sealed surfaces; significant parts of it are themselves interspersed with greenery. Many residential districts in central Europe have a “green index” of 50% or more and contrast with other types of land use in having a large number of microhabitats (McIntyre et al. 2001). It is estimated that in the United Kingdom between 19% and 27% of the area of towns and cities is taken up by domestic gardens (Smith et al. 2006c), fulfilling high habitat qualities for plants and animals. These good quality gardens may, therefore, act as source populations in addi-

tion to other habitat types, such as woodlands. Consequently, they may further reduce the deleterious effects of fragmentation on wood mice (Baker et al. 2003). However, it is often not only patches but also characteristics such as residential areas that are particularly important for species diversity in a town or city (Werner 1999).

Studies are far too often restricted to patches that are considered independently of their surroundings. Local phenomena cannot be correctly classified unless the influence of the environment is taken into account (Chamberlain et al. 2004). This influence can in some cases be more significant for biological diversity than the direct loss of individual habitats (Mazerolle & Villard 1999). Many urban areas, particularly parks and landscaped residential areas on the urban fringes can be classed as areas of intermediate disturbance (Turner et al. 2005). This fact, together with the mosaic-like distribution of the numerous other habitats, explains the high level of species richness of peripheral urban areas (Zerbe et al. 2003). However, this statement is qualified by the observation that in the case of carabids the hypothesis that intermediate regimes of disturbance are associated with high species richness has not been found to apply (Niemelä et al. 2002, Magura et al. 2004).

In Germany, biotope mappings have been carried out in more than 200 towns and cities (Schulte & Sukopp 2003). The aim of many of these biotope mappings is to identify the habitat quality of all the types of land use in the urban area; this information can then be used to assess the importance for the town or city's biological diversity of all types of land use and of the land use that actually prevails. Many habitat surveys have also been carried out in the United Kingdom (Jarvis & Young 2005). In South Korea (Hong et al. 2005), Japan (Müller 1998, Osawa 2004) and South Africa (Cilliers et al. 2004) the German model of urban biotope mapping has been adopted. However, most of these surveys have been undertaken for purposes of local urban planning; there are therefore very few horizontal comparisons, and the surveys that have been carried out are difficult to compare on account of the differing methodologies used.

3.1.3 Gradients

Gradient analysis along an urban-to-rural gradient is the investigative approach most often used to analyse the relationship between species richness or species composition on the one hand and the degree of urbanization on the other (Fernandez-Juricic & Jokimäki 2001). McDonnell et al. (1997), Niemelä et al. (2002) and McKinney (2008) see in the widespread use of gradient analysis a means of making regional and global comparisons between different cities and across different taxonomic groups. The implication is that this gradient, which extends from the densely built-up urban centre via the urban periphery to the rural environs, is found all over the world and reflects comparable structures and processes. The GLOBENET projects modelled this approach (Niemelä et al. 2000). In addition, researchers analysing urban-rural gradients often raise the supplementary question of the extent to which the hypothesis of the link between high species diversity and intermediate levels of disturbance applies to these gradients (McKinney 2008). The assumption is made that the urban periphery or urban habitat patches on the urban periphery represent habitats of intermediate disturbance.

However, comparative analysis of surveys which have involved urban-rural gradient analysis reveals problems in two areas. Firstly, the surveys involve different levels of scale. Here again there is a mixture of the landscape level and the habitat level. For example, some sur-

veys are based on data from grid maps. The grids (e.g. 1 x 1 km) usually contain a mixture of various urban use forms (Godefroid & Koedam 2007) which in large measure reflect changes in building density and in the degree of landscaping along an urban-rural gradient. Other surveys, on the other hand, relate to specific habitats which are positioned in the urban area along an urban-rural gradient (Alaruikka et al. 2002, Hahs & McDonnell 2007). This means that habitat-specific changes that occur along the gradient and influence the biological diversity acquire a high level of importance and can override influences of the urban matrix (see Sections 3.1.3 and 3.2). Using a transect in Berlin as an example, Zerbe et al. (2003) surveyed both scale levels in parallel and obtained corresponding differences in the results. Secondly, the influencing factors that determine the gradient in the cities and that impact on the individual habitats studied may differ widely from each other. The gradient is not as straightforward as is implied above. There is a complex mixture of direct influences, such as patch size, disturbance and management, and indirect ones such as climate and air pollution (Niemelä et al. 2002, Alberti 2005, Deichsel 2006). According to Hope et al. (2003), the gradient paradigm is a good model in relation to the native vegetation, but not in relation to species diversity. For if resource limits are raised as a result of human activity, or if species-poor natural vegetation (e.g. desert vegetation) is enriched by other vegetation elements, this model would no longer apply.

It is virtually impossible to separate individual influences from each other entirely (Weller and Ganzhorn 2004). This complex mixture can inherently be very marked between the cities and the individual habitats and thus comparative interpretations of the findings are very difficult (Sadler et al. 2006). In addition, Celesti-Grapow et al. (2006), using the example of the flora of Rome, show clearly that under heterogeneous landscape conditions urban-rural gradients even within a city can reflect very different relationships between species diversity and urbanization influences.

To apply the hypothesis of the intermediate level of disturbance to the landscape area of the urban periphery or to individual urban habitats on the urban periphery also represents an over-simplification of the distinctions between the three areas of peri-urban area, urban periphery and inner city.

3.2 Habitat level

Just as a city's built structures reflect the city's history, the natural structures that form part of the city reflect the city's natural history. Developing this idea, Kowarik (2005) distinguishes four basic forms of nature found in cities.

<i>Nature 1 "old wilderness":</i>	remnants of pristine nature.
<i>Nature 2 "traditional cultural landscape":</i>	continuity of former agricultural or forested land.
<i>Nature 3 "functional greening":</i>	urban parks, green areas and gardens.
<i>Nature 4 "urban wilderness":</i>	new elements by natural colonization processes particularly distinct on urban wastelands.

The individual habitat structures, described above in terms of the different green habitats, as well as the individual species of a city, can be assigned to these four forms of nature. Many publications that deal with the individual habitats of a city can also be assigned to these four forms (remnants of pristine nature – Teo et al. 2003, Stenhouse 2004, urban woodlands or forests – Körner & Kowarik 2005, Nakamura et al. 2005, Posa & Sodhi 2006, urban parks

and gardens – Rusterholz 2003, Cornelis & Hermy 2004, Gaston et al. 2005, urban wastelands – Godefroid 2001, Muratet et al. 2007).

A number of authors state that the quality of habitat areas in respect of biological diversity is determined by structural features (which for animals means primarily the vegetation structure), the size of the area, and by the age and connectivity of the habitats in question (Stenhouse 2004). More specifically, the more structure-rich, the larger, the older and the less isolated a habitat area is, the better are the implications for biological diversity (Cornelis & Hermy 2003, Angold et al. 2006, Chace & Walsh 2006). The examples of urban brownfields revealed that communities of phytophagous insects were predominantly determined by vegetation structure, followed by soil parameters, site age, and landscape context. For most species, local factors such as vegetation structure, age and soil were the most important. Only a few species were strongly influenced by landscape context (Strauss & Biedermann 2006).

However, a number of studies indicate that the links are not always so clear-cut. This is usually a result of the following factors: 1) underestimating the interactions between habitat area and matrix (Mazerolle & Villard 1999); 2) species with differing levels of mobility cannot be simply compared with each other (Smith et al. 2006); 3) individual habitats, especially if they are extended over several hectares or kilometres, are made up of a number of microhabitats. Furthermore, they are investigated at differing levels of scale (Hobbs & Yates 2003); 4) finally, most studies cover only a limited period of time, often during only one research year (Hobbs & Yates 2003).

Some recent findings on structure characteristics will now be described.

3.2.1 Habitat vegetation structure

Habitat structure is generally defined as the amount, composition and three-dimensional arrangement of physical matter (Byrne 2007). The following remarks are limited to the vegetation structure and pick out some aspects as examples to be considered more closely.

The structural diversity of the vegetation of urban habitats is regarded as a good indicator for the measurement of biological diversity (Whitford et al. 2001). The relationship between species richness and developed green structures has been described with particular reference to birds (Sandström et al. 2006). Small-scale structures that have been recognized as important for habitat quality are for example large, old trees and dead wood. These structures meet the specific needs of hole-nesting species and therefore make a specific contribution to biological diversity (Mörtberg 2001)

As mentioned already, for birds, as a highly mobile animal group, these green structures are in fact the most important factor compared with other factors such as landscape setting and connectivity (Clergeau et al. 2001, Fernandez-Juricic & Jokimäki 2001, Hostetler & Knowles-Yanez 2003, Leveau & Leveau 2004, Donnelly & Marzluff 2006). The same has also been observed for arthropods (McIntyre et al. 2001). The number of trees is also important for the occurrence of bats; for example, in North American cities many bats and bat species roost almost exclusively (89 % of the time) in trees. Particularly large trees fulfil this habitat function (Evelyn et al. 2004).

Various studies have highlighted the links between the presence of native vegetation elements and plant species and that of native animal species. McIntyre et al. (2001) analysed the effects on the composition of the arthropod fauna of remnants of the natural and agricul-

tural landscape in the urban landscape and of residential and industrial areas planted with non-native plants. The proportion of native or of non-native vegetation has a significant influence on the composition of the arthropod fauna. The authors established that the composition of the arthropod fauna changed significantly depending on land use and on vegetation (native or non-native). Various authors report a positive correlation, both generally between native vegetation elements and species richness (Chace & Walsh 2006) and specifically between native vegetation elements and for example native bird species (Daniels & Kirkpatrick 2006). Turner (2006) reports similar findings for the city of Tucson, Arizona. The strongest positive correlation with the abundance and diversity of native birds is with the amount of native vegetation, in this case the bushy vegetation of the desert landscape. In a comparison of various domestic gardens, Parsons et al. (2006) also conclude that more native birds are to be found in gardens with predominantly native vegetation. For butterflies the dependence on host plants during the larval stage is quoted as an important factor underlying this type of correlation (Koh 2007). Crooks et al. (2004) state somewhat more cautiously that the proportion of natural vegetation has only a weak bearing on species diversity.

In this context Turner et al. (2005) refer to the fact that only a few non-native species are found at sites with natural and semi-natural vegetation. They conclude that near-natural vegetation increases robustness and hence resistance to the intrusion of species foreign to the area.

3.2.2 Habitat size

Since an increase in habitat size often correlates with an increase in habitat structures and in the variety of microhabitats, it is often also linked with an increase in the number of species. This continues to apply to urban habitats, and the typical species-area relations are found even here (Bolgor et al. 2000, Angold et al. 2006). Area size is thus an important factor respectively indicator in relation to species richness and species diversity even in urban areas (Crooks et al. 2001). These species-area relationships can be at different levels for different habitat types, as has been shown in the case of plant species for Berlin. For urban brownfield sites the relationship is at a particularly high level (Sukopp & Werner 1983). A different approach involves assessing species diversity for a constant unit of area – i.e. per hectare or per square kilometre. When studied in this way there may be little or no difference between large and small urban patches or smaller patches may even display higher species numbers in relative terms (Gibbs & Hochtuli 2002).

Various studies point out that near-natural vegetation elements can often be integrated into large park areas, thus promoting native animal species (Chace & Walsh 2006). By contrast, a reduction in the size of areas leads to an increase in edge effects and hence also in disturbances. The increase in disturbances then makes it easier for non-native species to invade (Honnay et al. 1999) and thus puts native species at risk. However, studies of residual near-natural areas in Australian Cities found no significant correlations between area size and the risk of invasion by non-native species (Antos et al. 2006).

The positive correlation between species richness and area size is a gross simplification. An increasing number of studies are yielding differing and contradictory results, particularly when the location factors and individual animal groups are analysed in more detail (Hobbs & Yates 2003, Rainio & Niemelä 2003, Altherr 2007, Deichsel 2007). The size factor often conceals a complex web of other factors (Deichsel 2007). In a study of domestic gardens Cham-

berlain et al. (2004) found that large gardens are more likely to be planted with trees and that they lie on average closer to the edge of the city. It is very difficult both to distinguish the factors cleanly from each other and to weight them. Tschardt et al. (2002) point this up by saying that “area or fragment size has turned out to be a simple parameter of high predictive value for species richness.”

However, one must not overlook the fact that habitat size is very likely to affect the species assemblage, as Gibbs & Hochuli (2002) or Altherr (2007) have shown to be the case for carabids, staphylinids, arachnids, hymenoptera (ants, wasps), and diptera (flies).

There is considerable evidence that a number of smaller areas can do more to increase regional species diversity (β -diversity) than single large areas (Gibbs & Hochuli 2002). Reference is made in this connection to the special feature of urban areas which arises from the fact that the re-ordering of green areas, particularly in city centres, often has only small areas to work with because the creating of large, contiguous areas within existing urban areas may prove difficult (Turner 2006). This could mean that the promotion of β -diversity should be used as a guideline for measures which have the conservation of species diversity in urban areas as their aim.

3.2.3 Habitat age

A number of reviews emphasise that for plants and various animal groups there is usually a positive correlation, as there is for other habitat factors, between habitat age and species diversity (McIntyre 2000, Clergeau et al. 2001, Crooks 2002, Chace & Walsh 2006). Here again, though, it is noticeable that many individual studies yield contradictory results.

Habitat age has a variety of aspects, which will be considered here at the local level. They comprise:

- The aspect of pristine remnants of native vegetation (Antos et al. 2006)
- The aspect of area use and maintenance over decades or even centuries (Kowarik 1998, Celesti-Grapow et al. 2006)
- The aspect of succession and the emergence of differentiated vegetation structures (Hansen et al. 2005). Here, the factor of age is equivalent to that of habitat quality (Honnay et al. 1999).

The first aspect focuses not so much on species diversity in itself as on the importance of these areas for the conservation of native species and on the potential threat posed by invasive species. These remnants of native vegetation are a refuge for threatened native species; it has also been shown that they are relatively good at resisting invasion by non-native species, provided that disturbance and stress caused by surrounding areas is not too high (Antos et al. 2006). Notable examples of pristine remnants, even partly located in the middle of a city, are: in Rio de Janeiro (Brazil) the remnant forests of the Mata Atlantica, in Singapore the evergreen forests of the Botanical Garden, in Caracas (Venezuela) the National Park El Avila with its rock faces, in the Australian cities respectively metropolitan areas Perth, Sydney and Brisbane various remnants of bush land, remnants of natural forests in York (Canada) and Portland (USA), and rock faces and outcrops in Edinburgh (Scotland) (Heywood 1996, Miller & Hobbs 2002, Edinburgh Biodiversity Partnership, no year).

Celesti-Grapow et al. (2006), in their analysis of the situation in Rome, find that the areas with particularly high plant species diversity are the archaeological sites; this they ascribe in

part to the fact that the layout and use of these areas has remained unchanged for centuries. Some old parks, particularly in towns and cities with a long history, have been in existence for centuries, sometimes with very little change in the way they have been managed (e.g. the Royal Parks in London). Furthermore, these parks may contain old cultivated varieties, not only of shrubs and ornamental plants but also of lawn mixtures; these are important as a cultural heritage as well as for the narrower field of nature conservation (Kowarik 1998). These factors go some way towards explaining the particular species richness of old parklands (Andersson 2006). Other notable sites are the semi-natural forests in the precincts of temples or shrines in various Japanese cities and the 90-year-old Meiji Jingu artificial forest in the heart of Tokyo (www.meijijingu.or.jp/english/intro/index.htm). A study of the avifauna of Madrid showed that the age of the park goes furthest towards explaining the species composition. A striking fact is that the regional species pool plays a significant part in determining the composition of the avifauna in the younger parks, while for the older parks the local conditions are more crucial (Fernandez-Juricic 2000).

Very varied findings are reported by studies dealing with the effects on biological diversity of developments over a period of time, which may range from a year to several decades in length. The habitats considered include domestic gardens (Smith et al. 2006a), urban wasteland (Muratet et al. 2007) and forest patches (Sax 2002). The findings vary according to whether species richness or abundances are considered (Bolgor et al. 2000), which species communities have been studied (Smith et al. 2006b) and the major geographical region in which the study took place (Brown & Freitas 2002). For example, Muratet et al. (2007) find the largest number of plant species in vacant areas of medium age, i.e. 4 – 13 years old. In their study of carabids Small et al. (2003) find that, depending on substrate, species diversity is highest in areas that are up to 6 or up to 20 years old. In general they find that for carabids species diversity declines with the age of the area, with age since the last disturbance being identified as a suitable unit of measurement (Small et al. 2006). Smith et al. (2006a and 2006b) arrive at different results for different animal taxa. The problem here is that the age of the gardens or of the houses to which the gardens belong correlates closely with garden size, so that different factors are interlinked. Brown and Freitas (2002) assume that these age-related trends are typical of towns and cities in temperate zones but not necessarily of tropical zones.

The first two aspects, insofar as they depict periods of more than a century, reflect stability or continuity and hence the annidation of species (Bastin & Thomas 1999). The third aspect portrays the typical course of succession, peaking at a point of development at which the intermixing of species at different stages of succession has reached a maximum. Desender (2005), using carabids as an example, provides evidence that the age of habitat areas can play a significant part in influencing the genetic structure. A considerable amount of further work on this subject is needed.

3.2.4 Habitat connectivity

The quality of habitat networks can be described on two levels. The first level is that of structural connectivity, representing the spatial continuity and connectivity of habitats that are similar or of the same type. The second level is that of functional connectivity; this describes the opportunities that organisms have for seeking out and using the available habitat (Adams 2005, Andersson 2006). In connection with functional connectivity, factors such as proximity and isolation are of particular interest to researchers.

Connectivity is created either by spatial proximity or through direct connections (corridors). Corridors constitute the third spatial component, complementing the components of matrix and patches referred to above. Much has been written about the advantages and disadvantages of corridors (see in particular the publications of Foreman in the 1980s and 1990s, and references in Dawson 1994 and Briffett 2001). Some studies which explicitly deal with the urban situation will be briefly mentioned here. In urban areas three types of corridors or greenways are of importance: 1) rivers and associated riparian areas; 2) transport routes, particularly railway tracks and their embankments; 3) park-like greenways (parkways).

Reviews of connectivity through corridors also emphasize the positive implications for urban species diversity and call for appropriate planning strategies (Briffet 2001, Adams 2005, Driman 2005). Marzluff & Ewing (2001), though, refer to a number of problems – such as the fact that it is primarily generalists and invasive species that benefit from networking structures – and recommend a careful approach.

In relation to wetland species Angold et al. (2006) come to the conclusion that species that are specialized for wetlands are not particularly helped by corridors; it is largely generalists that are represented in the corridors. For waterbirds, too, networking by means of corridors was not found to have any particular effect (Werner 1996). However, studies of waterbirds and predatory reptiles in a tropical city (Cayenne, French Guiana) found that riparian corridors are very important for species diversity (Reynaud & Thioulouse 2000). Brown and Freitas (2002) draw the same conclusion in regard to butterflies in a Brazilian city; they found that the butterflies use wooded strips along both roads and watercourses as migration routes. Hirota et al. (2004) emphasize that rivers create links with the surrounding area, enabling exchange to take place between source populations in the surrounding area and sub-populations in the city. The significance of the possibility of immigration from peri-urban areas to the urban core has also been established by Snep et al. (2006) for animal species. In their research they used butterflies as indicators for mobile species and are of the view that their findings are transferable to birds, bats and dragonflies. By reference to plant seeds and plant parts that attach to vehicles it was possible to show that via transport routes more species are transported out of the city than are brought into it, and that among those species there is an unusually large proportion of neophytic ones (von der Lippe & Kowarik 2007).

Railway tracks also provide important havens and dispersal routes, for example for lizards, in this case wall lizards (Altherr 2007), with their effectiveness depending on the quality of the habitat structure. For carabids, on the other hand, railway tracks were not found to be significant in this regard (Small et al. 2006).

The main problem of corridors in urban areas is that they are not wide enough, since little free space is available (New & Sands 2002, Rudd et al. 2002). Almost all corridors are narrow, straight ones rather than ribbons, with correspondingly strong disturbance effects (Bastian & Thomas 1999). This particularly promotes the spread of non-native species, as is shown by examples of the spread of non-native species along transport routes (Hansen & Clevenger 2005, Palomino & Carrascal 2007, Trusty et al. 2007, von der Lippe & Kowarik 2007). For species that are tied to woodland habitats, adequate corridor widths are unlikely to be realized in the city (Bastian & Thomas 1999). For mobile species and those that are tied to woodland habitats, such as some bird and carabid species, the planning of extensive habitats may be more important than that of corridors (Niemelä 1999). In this case the factor of proximity is more important than that of direct linking. In the most comprehensive explora-

tion of the subject to date, which involved intensive study of waste ground and wetlands in Birmingham, Sadler et al. (2006) were unable to confirm any correlation between habitat connectivity respectively habitat isolation and species diversity (Deichsel 2007).

For this reason doubts are repeatedly raised about whether corridors can actually contribute to the improvement of species diversity in cities or whether better networking concepts may exist (Sweeney et al. 2007). The value of greenways lies mainly in the fact that they can play an important part not only in species conservation but also in climate protection and as a leisure resource for city dwellers.

4 Impacts of urban development on biological diversity

4.1 Global and country levels

Surprising as it may at first appear, statistical studies comparing different countries and regions show that population density, and hence a country's degree of urbanization, correlates positively with species richness (Evans et al. 2007b, Luck 2007). It is ascribed to the fact that human settlements and cities are found in productive regions, that they lie in heterogeneous regions or themselves contribute to the heterogeneity of an area (see Section 2) or that intermediate levels of disturbance (see Section 3) are often present (Araujo 2003). Luck (2007), however, qualifies this by pointing out that the majority of studies are restricted to the northern hemisphere and to the taxonomic groups of birds, mammals and plants. This correlation between population density and species richness becomes more marked as the size of the area studied increases (Luck 2007).

Furthermore, there is a positive correlation between the species richness of native and non-native species (Palmer 2006). Where ecological conditions are favourable for a wide variety of native species, they are also advantageous for non-native species, and vice versa (Kühn et al. 2004).

In a comparison of the different states of the USA, Brown & Laband (2005) found no correlation between the distribution of population density – that is, whether people live in more concentrated urban areas or in less densely populated regions – and the number of threatened species. On the other hand, McPherson & Niewiadomy (2005) (quoted in Pandit & Laband 2005) detected a correlation for some animal groups. Similarly, Baldwin et al. (2007) contradict the assumptions of Brown & Laband (2006). They are critical of the methodological approach and the need to include activities affecting the ecological footprint which are related to urbanization. Brown & Laband (2006) view agriculture not as an independent sector but as principally a supplier of food for the predominantly urban population. This is linked to the question of whether from a global viewpoint cities should be described and evaluated primarily in terms of the 2% of the world's surface that they cover or of the 75% of resources that they consume. In other words, should cities be analysed primarily as a reflection of trends in the whole of society or as an independent problem? Urban sociologists are currently engaged in a dispute on this subject, with opposing views being put forward. This difficulty with the allocation of urban environmental impacts also affects studies which address the issue of homogenization.

McKinney (2002, 2004, 2006) emphasizes that increasing urbanization is a major factor in global biotic homogenization. The results of Czech et al. (2000) make a similar point; they found that urbanization is the primary cause of the threat to plant and animal species in the mainland United States. On the basis of the situation in Australia, on the other hand, Burgman et al. (2007) quote both agriculture and urbanization as primary factors, and Ricketts and Imhoff (2003) do not exclude the possibility that agriculture is the most influential cause. For South Africa (the Cape peninsula) three significant factors are said to threaten native diversity – namely agriculture, urbanization and invasion by foreign plants (Alston & Richardson 2006).

Agriculture is responsible for the clearance of forests in many parts of the world and through this activity (and others) it threatens global species diversity. Land-use trends in central,

northern and western Europe indicate, however, that deforestation in recent decades has not been undertaken in order to acquire new land for agriculture. Deforestation and especially the loss of agricultural land were primarily caused by the purpose of constructing new roads and housing developments (Kupfer 2004).

The increasing urbanization of regions and landscape areas causes a large proportion of existing species in those areas to be replaced by a small number of widespread and competitive species. Insofar as non-native species are concerned, they are often ones which have first been able to establish themselves successfully in urban habitats before spreading further in the landscape. This process of a few winners and many losers is termed biotic homogenization (McKinney 2002, 2004, 2006, Olden et al. 2006). At urban level this tendency towards loss of species has already been referred to in Section 2. In this context it is also worth noting that in Europe the most successful colonizers of urban areas include native species that are continuing to extend their range limits (Kark et al. 2007b). However, this situation does not apply universally. For example, until a few decades ago the number of newly arriving plant species balanced the loss of native ones (Sukopp 2006). Likewise, recent reports from South Africa indicate that the number of new generalists surpassed the quantity of loss (Luck 2007). Adams (2005) points out that a decline in population size is evident for many species, thus putting these species at greater risk even if they continue to be represented in the region.

Blair (2001) and Clergeau et al. (2001) highlight this tendency towards homogenization in birds. They found that because of the dominance and ubiquity of species such as house sparrow, starling and feral pigeon the avifauna of cities all over the world is becoming increasingly similar.

Tait et al. (2005) start from the assumption that cities are one of the principal starting points for the spread of non-native species. A key role in this process is played by the introduction of cultivated species and those used for horticultural and landscaping purposes; these species then become naturalized or adapt and take on new forms which become naturalized (Krausch 2005). According to Alston & Richardson (2006), many invasive species in South Africa come from this group of species introduced for horticultural purposes.

Species that are dominant in urban core areas are not necessarily non-native ones. In Europe and the Mediterranean area, the species that are dominant in the cities are primarily native species and individual non-native ones. This has been found to be the case for both birds (Kark et al. 2006) and plants (Wittig 2002). However, the situation is completely different in the cities of North America and Australia/New Zealand (Blair 2001, Müller 2003).

Among the plants, the archaeophytes from Europe are the most successful colonizers of American cities; they contribute to the increased similarity between the cities of the two continents. Nevertheless, it should be borne in mind that there are still distinct differences between the plant communities of these two biogeographical regions (La Sorte et al. 2007). The exclusive association with urban areas is found both in North America and in Europe, particularly for a large number of non-native species (Wittig 2002, Müller 2003, Moraczewski & Sudnik-Wojcikowska 2007). The neophytes that do not originate from North America and that have successfully established themselves in European cities are also successful in the North American cities. By contrast, floristic mappings of South Korea show that the majority of non-native species in the cities there come not from Europe but from North America (Zerbe et al. 2004). Looking back, it is clear that in Europe the number of neophytes increased sharply at

the end of the 19th century, when urban growth was particularly strong. Large areas of rich disturbance suddenly became available to the neophytes at this time, enabling them to become established (Wittig 2004).

Global and regional scenarios (e.g. in Europe, North America) reveal a continuing process of urbanization, so that the pressure of urbanization can be expected to have ongoing impacts on biological diversity (Araujo et al. 2007). Gaston & Evans (2004), on the basis of their analysis of the relationship between population density and the species diversity of birds in the UK, assume that diversity will decline further. Using modelling techniques, Olden et al. (2006) have attempted to identify these impacts more precisely for the taxonomic groups of mammals, birds, reptiles, amphibians and plants in North America. The model calculations predict the most severe consequences – in the form of increased homogenization – for birds, while for plants the trend is predicted to be less dramatic.

4.2 Regional and city levels

Ricketts & Imhoff (2003) found a strong positive correlation at regional level between species richness and degree of urbanization. On account of their settlement history, European cities tend to be located in regions that are naturally highly heterogeneous in terms of landscape, so that they have from the outset a relatively high level of species richness (Kühn et al. 2004). This does not necessarily apply to all cities and to all parts of the world, but it is likely to hold true in principle. Unfortunately, few studies of the correlation between population distribution and species richness have looked at areas (grain size) smaller than 2,500 km² (Luck 2007), so that the global validity of this assertion cannot be checked.

The correlation between landscape heterogeneity and settlement development can be explained by the fact that the locations of human settlement have the following ecological characteristics (Ricketts & Imhoff 2003, Gaston 2005, Luck 2007):

- favourable climate
- productivity
- location at junctions of habitat types
- relatively constant natural development (catastrophic events are not unduly frequent)

If cities are located in regional “hot spots” of biodiversity, this gives rise to an especial responsibility for the conservation of biological diversity. In these “hot spots”, rare species are particularly threatened by urbanization (Kühn et al. 2004). In the case of plants, species numbers are high in cities, but the number of threatened and rare species is also high.

In considering the relationship between cities and species richness, a particular phenomenon is noticeable. Analyses of large-scale floristic mappings of Poland show that cities which have academic institutions appear to be particularly species-rich. These cities have simply been better studied (Moraczewski & Sudnik-Wojcikowska 2007). This phenomenon was earlier referred to by Barthlott et al. (1999) in their description of the development of global biodiversity.

Settlement development takes different forms in different continents and countries. In the developed countries increasing urbanization leads to new clusters of settlement areas and to fragmentation of the environs of existing cities by urban sprawl, which has an impact on the entire landscape. In developing countries, by contrast, growth tends to take place concentrically around the existing urban cores (Pauchard et al. 2006). In the Central European environment urban growth tends to take place primarily on agricultural land, whereas where rapid

suburbanization takes place (as in the USA) or where megacities grow rapidly urban development is likely to impact directly on near-natural wilderness areas (Grove et al. 2005). This results in very different interactions at the urban periphery.

The example of Belgium, and specifically that of the city of Brussels, shows that in Europe there tends to be an increased intermixing of urban and rural areas, particularly in the conurbations. This reaches the point where some visually intact rural cultural areas, which are completely distinct from the intensively cultivated agricultural landscape, serve as recreational areas for the people of the cities (Antrop 2004) and are incorporated into the cities' regional park strategies (Dettmar & Werner 2007). These areas of intermixing and the suburbs located within them are intermediate disturbance areas which are notable for being particularly heterogeneous and species-rich (Zerbe et al. 2004).

The importance of the suburbs needs to be particularly highlighted for the USA. Since 1980 population growth in the US-American suburbs has been ten times higher than in the central urban areas (Forys & Allen 2005). This of course gives rise to the question of whether the suburbs of the USA tend to contribute to biological homogenization (Olden et al. 2006) or whether as intermediate disturbance areas they might actually help to secure species diversity. In this context the findings of McConnachie et al. (2008) are also noteworthy. In a comparison of ten small towns in South Africa they found that the towns with a lower proportion of green space also had lower percentages of native species and higher percentages of non-native ones. They express the opinion that these towns are more prone to invasion by non-native species.

Blair (2004) compared the avifauna of California and Ohio. He observed that the bird communities between both states show similarities of 5% in semi-natural areas and reaches up to 20% in urban regions.

The example of Bangkok illustrates another form of homogenization. In Bangkok the new suburbs overlay the differentiated landscape like a carpet and obscure this differentiation (Cumming et al. 2006). It is not uncommon for the suburbs of rapidly growing cities in developing countries to intrude into the surrounding hilly areas, threatening the biodiversity of the region and exposing the suburbs themselves to the risk of natural disasters such as landslides.

4.3 Urban habitats

The historical development of urban areas can be well described by floristic comparisons (Dana et al. 2002). Old urban cores, adjacent areas of mixed construction and adjoining residential areas of the post-war period, perhaps divided into pre- and post-1960, can be clearly identified (Kent et al. 1999). The mapping keys for urban biotope mappings in Germany show that this differentiation can be pursued a long way. The reverse also applies: conservation of the unique features of different settlement periods contributes to the maintenance of biological differentiation (Wittig et al. 2008). No studies were found that sought to depict the different stages of a city's development on the basis of its fauna.

Individual studies of residential areas indicate how biological diversity can be influenced by changes to green areas and green structures. For example, the increase in house sparrow density in residential areas was roughly three times greater when private gardens were present, compared with situations in which there were no such gardens. The model used pre-

dicts a drastic fall in the abundance of house sparrows if even a small area of private gardens becomes one of uninterrupted building. Small gardens and private gardens in residential areas may be put at risk by the increasing need for residential land and the resulting infill development which has been proposed in housing construction programmes in countries such as the UK and Germany. In the view of Chamberlain et al. (2007), the conservation of these key habitats is essential for the protection of house sparrow populations in urban areas. Similarly, Baker & Harris (2007) assume that infill development would have a negative impact on mammal populations, but they are unable to estimate the concrete effects on distribution and abundances. On the other hand, Smith et al. (2006c) see the problem as being less dramatic for plant diversity, since small reductions in the amount of green space would not have such a marked effect.

Identical forms of use lead to relatively high similarity of flora for cities in the same climatic zone (Sudnik-Wojcikowska & Galera 2005). A decline in variously specialized species is to be expected as a result of increasing similarity of urban habitat conditions, such has been observed for urban cores worldwide or which may result from similar forms of green area design being adopted across different continents (Boet et al. 1999, Blair 2001).

Jokimäki & Kaisanlathi-Jokimäki (2003), in their comparative study of small and medium-sized cities in Finland, obtained somewhat surprising results. The city centres, with similarity scores of 30%, were less similar than the suburbs, which had scores of over 50%. However, two considerations which could explain this finding need to be taken into account. Firstly, on account of the city sizes the city centres are less cut off from the environs. Secondly, they are historically older, while the suburban developments (single houses, apartment blocks) have only been constructed in the last few decades and are very similar in design and use; the suburbs therefore tend to be more similar than the city centres. For this reason it is important to bear in mind that urban development processes should not be viewed in a single dimension; they can be very diverse in character (Jokimäki & Kaisanlathi-Jokimäki 2003).

Reference has already been made to the particular species richness found in intermediately disturbed habitats. Changes in disturbance, for example through a shift in disturbance or changes in the intensity or frequency of disturbance are a peculiarity of the dynamics of urban use and development. Celesti-Grapow et al. (2006), in their study of plant species in Rome, found that a reduction in disturbance caused the proportion of native species to grow faster than the proportion of non-native species. They ascribe this to the larger species pool of native species. By contrast, Tait et al. (2005) draw attention to the fact that non-native species are sometimes better adapted and better able to compete; this may enable them to colonize these locations more successfully than native species. There will be continuing competition in green areas between indigenous and non-native species. That competition can be successfully influenced in favour of the native species by tailored management and maintenance measures (Stewart et al. 2004).

Consideration of the relationship between species diversity and the age development of city districts or even whole cities needs to take account of another level, namely the landscape level. Here there are two things to bear in mind – the vertical structures and the horizontal structures. The vertical structure refers to the development of vegetation structures. As a residential district ages, the structure of the woody vegetation usually becomes differentiated. The trees and shrubs increase in number and the trees, in particular, increase in age and size (Clergeau et al. 2001); up to a certain point this promotes species diversity through the

emergence of additional microhabitats. Turner et al. (2005) could not conclude from their study that the time since residential development had a significant effect on the plant species composition of neighbourhoods. They assume that the predominant influences on local vegetation are the variable horticultural choices of the landowners. Hansen et al. (2005) conclude that in the case of birds, species numbers decline after about 60 years of an area's development. After 80 years the number of species falls to the level reached after 15 years of development, although the composition of the species is different. This finding does therefore not contradict that of Chace & Walsh (2006); in a comparison of residential areas that were between 10 and 35 years old these authors found a positive correlation with the age of the settlement.

The horizontal structure describes the spatial distribution of individual habitats. For example, Hope et al. (2003) find that younger areas of residential development have a higher diversity of species than older ones. This is connected with the fact that the edge areas may contain vacant areas – plots which have been cleared but not yet built on – and remnants of the original vegetation, as well as the gardens of the newly built districts. A variety of individual habitats is therefore present. If a lower level of species diversity is recorded for old city areas (Kent et al. 1999) this is usually because the areas concerned are ones that contain less greenery. For towns and cities in central Europe it is generally true that older cities have greater species diversity than younger ones (Sukopp 1998). Comparison of the flora of North American cities shows that the older cities have a higher proportion of non-native species, since they have been exposed to the influx of newly arrived species for longer (Clemants & Moore 2003).

Other studies have found cases – for example Phoenix in the Sonoran Desert – where younger areas of housing are more species-rich in plants. A possible explanation may lie in the changed layout of green areas in recent times as compared with 20 or 30 years ago in Phoenix (Hope et al. 2003). Furthermore this reveals that age cannot be consulted as the only feature (s. section 3.2.3) but has to be considered also in the context of the change or the continuity of the use forms.

Finally, it should also be mentioned here that the various urban expansions are also historic reflections of the respective urban-rural gradients. For when a city grows, the former urban periphery becomes an inner-city area and the rural environs become new suburbs (Dow 2000).

5 Biological diversity and city dwellers

In recent years a number of studies have been conducted that have analysed and explored the significance of socio-economic factors for biological diversity in urban areas. It has been found that studies that concern themselves only with landscape and habitat structures per se ignore the impacts of direct human activities at the sites under investigation (Kinzig et al. 2005, Troy et al. 2007). Both the concrete design of public and private areas in cities and the behaviour of people in direct dealings with nature are dependent on various socio-economic factors. An obvious step, therefore, is to link biological and socio-economic data (Grove et al. 2006a).

In addition, attention is increasingly being drawn to the fact that mankind's relationship to other species on the planet is being determined more and more by the values of the urban population (Miller 2008). Perceptions and experiences of nature in everyday life thus assume a fundamental importance for the conservation of the Earth's biological diversity as well as making an important contribute to the quality of life of people in the cities (Petersen et al. 2007).

5.1 Socio-economic factors and biological diversity

5.1.1 Socio-spatial relationships (places and people)

For many decades reference has repeatedly been made to the fact that the biological features of an area are linked with land values and the socio-spatial structure of a city. These connections were important to the Chicago School, especially Park and Burgess, and they have been addressed by many different academic disciplines, including urban geography, urban sociology, urban planning, landscape architecture, urban ecology, and in recent years to an increasing extent by environmental historians. Recently both social scientists and natural scientists have sought to explore these relationships and to address them on a more inter-disciplinary basis. By way of example one might mention here the American LTER projects in Baltimore and Phoenix (Pickett et al. 2001, Grimm et al. 2005), the University of Helsinki's projects (Yli-Pelkonen & Niemelä 2005) and the Graduate Research Programme in Berlin (www.stadtoekologie-berlin.de/Grakolll_Homepage/Englisch/index_e.html).

The quality of the green environment increases both for public parks (Luther et al. 2002, McConnachie et al. 2008) and for private plots of land (Hope et al. 2003) with the value of the plots and with income level. Higher environmental quality usually involves more intensive management and more vegetation structures. A well-preserved stock of older trees is usually an indicator of areas with higher property values (Troy et al. 2007). It therefore follows that residential areas occupied by households with higher incomes are more "leafy" (Godeford & Koedam 2007) than urban areas occupied by people with lower incomes. Studies have shown that residents' lifestyle or family incomes are very good indicators not only for the landscaping quality of private building land (Grove et al. 2006a) but also for the biological diversity of plants (Hope et al. 2003).

This greater "leafiness" not only improves the quality of life for those who live there as a result of the green structures per se; it also brings with it further benefits in terms of species richness and diversity. With increased "leafiness" the proportion of native and rare species also increases (Kinzig et al. 2005, Melles 2005). In Santiago de Chile, for example, the largest

number of tree species (84 species) and the highest species density of trees (28 trees per hectare) were found in the urban districts that have high income levels. The area of lower incomes that was studied recorded less than half as many species (41 species) and almost half the number of the density of the tree species (16 trees per hectare). In the low-income district the 20 most widespread species also represented more than 72 % of tree stocks, while in the high-income district they represented only 48 % (de la Maza 2002). Similar findings were reported for Rio de Janeiro in Brazil (McConnachie et al. 2008). Corresponding results have also been obtained for birds in the North American city of Phoenix. In parks located in urban districts where income levels were high, an average of 28 bird species was observed, but in parks in socially weaker districts the average was only 18. All the non-native bird species were recorded in all the parks; the difference was noted primarily in the native species (Kinzig et al. 2005). In this connection it should be noted that the “leafy” residential areas with higher incomes also tend to be located closer to areas of near-natural vegetation (Godefroid & Koedam 2007). The value of plots of land close to open areas is highest when the open areas are used for passive natural recuperation (Crompton 2005).

This means that urban areas with a low social level are also most strongly disconnected from the native plant and animal world. The urban districts involved are frequently close to the inner city and densely populated. In an analysis of various cities on different continents, Turner et al. (2004) found that the environs of the urban districts with the highest population density often consisted only of areas with below-average biological diversity. In Vancouver the paradoxical situation arises that a particularly large number of people who belong to the aboriginal ethnic groups live in urban areas in which almost no native birds occur (Melles 2005). Many of the aborigines belong to the socially weak population groups.

5.1.2 Private households and individual behaviour

City dwellers have a direct impact on the structure of the plant and animal world. In particular, private property owners change the biological environment in very varied ways (Grove et al. 2006b). The activities that have so far been analysed include individual garden layout, the feeding of animals (particularly birds), erection of nest boxes and the way in which cats are kept.

Smith et al. (2006), in study of towns and cities in the United Kingdom, found that private gardens in residential areas can occupy up to 27% of the urban area; they can thus have a significant influence on the biological diversity of a whole town or city. Gardens are usually laid out by their owners in accordance with their own ideas of usefulness and attractiveness (Kinzig et al. 2005). A large number of individual decisions, each affecting a small area, contribute to the layout of these green areas (Martin et al. 2004).

These decisions are influenced by the spirit of the times and thus subject to changes in fashion. For example, in the desert city of Phoenix there has recently been a trend towards the greater use of desert vegetation as an element of garden design – perhaps partly in an attempt to save water. This may explain why the residential districts that feature this type of vegetation are more species-rich than those that were built 20 or 30 years ago (Hope et al. 2003). On the other hand there are indications that more fertilizer is used in gardens in newer residential areas than in older districts (Troy et al. 2007). The plants and products offered for sale by garden centres and landscaping businesses have a significant influence on plant selection and garden maintenance (Burt et al. 2007).

A larger number of exotic species are planted in the gardens of North American suburbs, where households with higher incomes tend to live, than in inner-city or rural settlements, where people tend to have lower incomes (Kinzig et al. 2005).

Putting food out for birds is one of the commonest activities of people who live in cities; in the northern hemisphere many people feed birds mainly in the winter (Jokimäki & Kaisanlathi-Jokimäki 2003). Since the food provided is usually in the form of seeds, granivores and omnivores benefit most from this additional food source (Lepczyk et al. 2004). This additional feeding inevitably leads to an increase in the abundances of birds (Parsons et al. 2006).

Putting up nest boxes is another widespread activity among homeowners; the density of nest boxes is greater in the gardens of homeowners in cities than it is in rural areas or in settlements on the urban periphery (Kinzig et al. 2005). Bird species that use nest boxes thus benefit particularly in urban gardens.

In contrast to the activities just mentioned, which benefit birds in cities, the keeping of cats – if they have access to the outside or if domestic cats become feral – tends to have a negative impact on populations of small mammals and in particular on bird populations. The cat density of an urban district in Bristol has been estimated at approximately 160 individuals per square kilometre (Baker et al. 2000).

The way in which cats are kept – mostly outdoors or mostly indoors – and how they are fed depends on people's socially conditioned behaviour patterns and on their living situation; it can be assumed that these variations will result in different effects on the bird and small mammal populations. However, some studies suggest that these differences are not particularly important. For example, Parson et al. (2006) found no significant differences in the bird populations of gardens in the suburbs of Sydney linked to whether or not cats or dogs were kept. The problem of this study is that it did not compare the bird populations of a district, but those of individual gardens. According to Beckerman et al. (2007), the decisive factor is not the feeding of cats and the direct hunting by cats of small mammals and birds, but the presence of cats and hence the cat density. The mere presence of cats creates so much disturbance that this has a crucial effect on the bird populations.

5.2 Perception and experience of biological diversity

The following notes do not explore environmental psychology studies of the relationship between people and nature; such studies have been comprehensively described by Kaplan et al. (1998) and by Kahn & Kellert (2005). We focus rather on some recent publications that deal directly with the subject of the perception or experience of biological diversity.

A number of publications demonstrate the importance of everyday experiences of biological diversity and describe the particular challenges that nature conservation, planning and educational activities in cities face as a result (Miller 2005, 2008). This must be seen in the context of the fact that for an increasing number of people the plant and animal species that live in cities represent their only contact with nature (Thompson & McCarthy 2008). Nature in the city thus becomes an important link for connecting people emotionally with nature and interesting them in nature conservation tasks, even if what people see of nature is “only” pigeons – what Dunn et al. (2006) aptly term the “pigeon paradox”.

Measures suggested are the biological “upgrading” of existing public green spaces, specific information or education campaigns in schools about the biological diversity that exists in

pupils' own city or near where they live – in many cities nature conservation organizations and urban wildlife groups, as well as the public sector, carry out excellent work in this area – and the provision of educational urban nature trails. There are calls for special areas in which people can experience nature to be created close to the places where people live (Zucchi 2002); in some cities this idea has been implemented on a model basis (Reidl et al. 2007).

It is frequently the case that many city dwellers enjoy songbirds or colourful butterflies, but are unenthusiastic about overgrown habitats in the city, which tend to be judged more negatively (Sundseth & Raeymaekers 2006). On the other hand, small unused areas in densely built-up urban districts provide opportunities for using the land for gardening or as a place to experience nature when it is left to itself (Troy et al. 2007).

People can be encouraged to use public and private gardens as models for the layout of their own gardens and green spaces by using as models public green spaces (deCandido et al. 2006) or the gardens of more or less public buildings; another option is to hold competitions, in which, for example, good examples of private gardens are publicly commended and publicized.

However, there are not as yet any studies that concretely investigate and analyse the attitude of city dwellers to biological diversity and their perception of it.

Developing countries, as well as urban districts with particular social problems in the industrialized countries, are aiming to produce strategies that link the upgrading of areas in landscaping terms or the use of vacant areas to produce food for the user's own needs with measures for improving and conserving biological diversity. These strategies usually include activities for promoting social integration or for improving the employment and education situation.

Anhang – Literaturliste / Appendix - Literature

- Abendroth, S., Müller, N. & Pfütenreuter, S. (2005): Zur Umsetzung der Biodiversitätskonvention im besiedelten Bereich - Hintergründe der Jenaer Tagung 2004 und Stand der Bemühungen im internationalen Kontext. *Conturec* 1, 3-14.
- Acosta, R., Mesones, R. V. & Núñez, A. (2005): Fauna de anuros en la ciudad de Salta, Argentina. *Revista de Biología Tropical* 53 (3-4), 569-575.
- Adams, L. W. (2005): Urban wildlife ecology and conservation: A brief history of the discipline. *Urban Ecosystems* 8 (2), 139-156.
- Adkins, C. A. & Stott, P. (1998): Home ranges, movements and habitat associations of red foxes *Vulpes vulpes* in suburban Toronto, Ontario, Canada. *Journal of Zoology* 244, 335-346.
- Alaruikka, D., Kotze, D. J., Matveinen, K. & Niemelä, J. (2002): Carabid beetle and spider assemblages along a forested urban-rural gradient in southern Finland. *Journal of Insect Conservation* 6, 195-206.
- Alberti, M. (2008): *Advances in Urban Ecology. Integrating Humans and Ecological Processes in Urban Ecosystems*. Springer, New York, 366 pp.
- Alberti, M., Marzluff, J., Shulenberger, E., Bradley, G., Ryan, C. & Zumbrunnen C. (2003): Integrating Humans Into Ecology: Opportunities And Challenges For Urban Ecology. *BioScience* 53 (12), 1169-1179.
- Alkutkar, V., Athalye, P., Adhikari, S., Ranade, A., Patwardhan, M., Kunte, K. & Patwardhan, A. (2001): Diversity of trees and butterflies in forest fragments around Pune city. In: *Tropical ecosystems: Structure, diversity and human welfare* (Ganeshiah, K.N., Uma Shaankar, R. & Bawa, K.S., eds), Oxford-IBH, New Delhi, 685-688.
- Almeida, S., Bombaugh, R. & Mal, T. K. (2006): Involving School Children in the Establishment of a Long-Term Plant Biodiversity Study. *The American Biology Teacher* 68 (4), 213-220.
- Alston, K. P. & Richardson, D. M. (2006): The roles of habitat features, disturbance, and distance from putative source populations in structuring alien plant invasions at the urban/wildland interface on the Cape Peninsula, South Africa. *Biological Conservation* 132 (2), 183-198.
- Altherr, G. (2007): *From genes to habitats - effects of urbanisation and urban areas on biodiversity*. Diss. Philosophisch-Naturwissenschaftliche Fakultät, Universität Basel, 126 pp.
- Alvey, A. A. (2006): Promoting and preserving biodiversity in the urban forest. *Urban Forestry and Urban Greening* 5 (4), 195-201.
- Andersson, E. (2006): *Urban Landscapes and Sustainable Cities*. *Ecology and Society* 11 (1), art. 34.
- Angel, S., Parent, J. & Civco, D. (2007): Urban sprawl metrics: an analysis of global urban expansion using GIS. ASPRS 2007 Annual Conference Tampa, Florida, May 7-11, 2007, 12 pp.
- Angold, P. G., Sadler, J. P., Hill, M. O., Pullin, A., Rushton, S., Austin, K., Small, E., Wood, B., Wadsworth, R., Sanderson, R. & Thompson, K. (2006): Biodiversity in urban habitat patches. *Science of The Total Environment* 360, 196-204.
- Antos, M. J., Fitzsimons, J. A. Palmer, G. C. & White, J. G. (2006): Introduced birds in urban remnant vegetation: Does remnant size really matter? *Austral Ecology* 31, 254-261.
- Antos, M. J., G. G. Ehmke, C. L. Tzaros & Weston, M. A. (2007): Unauthorized human use of an urban coastal wetland sanctuary: Current and future patterns. *Landscape and Urban Planning* 80, 173-183.

- Antrop, M. (2004): Landscape change and urbanization process in Europe. *Landscape and Urban Planning* 67 (1-4), 9-26.
- Araujo, M. B. (2003): The coincidence of people and biodiversity in Europe. *Global Ecology and Biogeography* 12, 5-12.
- Araujo, M. B., Nogues-Bravo, D., Reginster, I., Rounsevell, M. & Whittaker, R. J. (2008): Exposure of European biodiversity to changes in human-induced pressures. *Environmental Science and Policy* 11, 38-45.
- Arnfield, A. J. (2003): Two decades of urban climate research: a review of turbulence, exchanges of energy and water, and the urban heat island. *International Journal of Climatology* 23 (1), 1-26.
- Avila-Flores, R., Fenton, M. B. (2005): Use of spatial features by foraging insectivorous bats in a large urban landscape. *Journal of Mammalogy* 86 (6), 1193-1204.
- Babinska-Werka, J. & Zólow, M. (2008): Urban populations of red squirrel (*Sciurus vulgaris*) in Warsaw. *Annales Zoologici Fennici* 45, online early.
- Badiru, A. I., Machado Rodriguez, A. C., Faustino de Pires, M. A. (2005): The 'urbanforest' and 'Green space' classification Model in the Spatial Arrangement of Registro-SP, Brazil. 45th Congress of the European Regional Science Association, 10 pp.
- Baker, L. A., Brazel, Anthony J., Selover, N., Martin, C., McIntyre, N., Steiner, F., Nelson, A. & Musacchio, L. (2002): Urbanization and warming of Phoenix (Arizona, USA): Impacts, feedbacks and mitigation. *Urban Ecosystems* 6 (3), 183-203.
- Baker, P. J. & Harris, S. (2000): Interaction rates between members of a group of Red Foxes (*Vulpes vulpes*). *Mammal Review* 30 (3-4), 239-242.
- Baker, P. J. & Harris, S. (2007): Urban mammals: what does the future hold? An analysis of the factors affecting patterns of use of residential gardens in Great Britain. *Mammal Review* 37 (4), 297-315.
- Baker, P. J., Ansell, R. J., Dodds, P. A. A., Webber, C. E. & Harris, S. (2003): Factors affecting the distribution of small mammals in an urban area. *Mammal Review* 33 (1), 95-100.
- Baker, P. J., Bentley, A. J., Ansell, R. J. & Harris, S. (2005): Impact of predation by domestic cats *Felis catus* in an urban area. *Mammal Review* 35 (3&4), 302-312.
- Baldwin, R.E., Ray, J.C., Trombulak, S.C. & Woolmer, G. (2007): Relationship between spatial distribution of urban sprawl and species imperilment: response to Brown and Laband. *Conservation Biology* 21 (2), 546-548.
- Banks, P. B. & Bryant, J. V. (2007): Four-legged friend or foe? Dog walking displaces native birds from natural areas. *Biology Letters* 3, 611-613.
- Barbosa, O., Tratalos, J. A., Armsworth, P. R., Davies, R. G., Fuller, R. A., Johnson, P. & Gaston, K. J. (2007): Who benefits from access to green space? A case study from Sheffield, UK. *Landscape and Urban Planning* 83, 187-195.
- Barthel, S., Colding, J., Elmqvist, T. & Folke, C. (2005): History and Local Management of a Biodiversity-Rich, Urban Cultural Landscape. *Ecology and Society* 10 (2), art. 27.
- Barthlott, W., Biedinger, N., Braun, G., Feig, F., Kier, G. & Mutke, J. (1999): Terminological and methodological aspects of the mapping and analysis of the global biodiversity. *Acta Botanica Fennica* 162, 103-110.
- Bastin, L. & Thomas, C. D. (1999): The distribution of plant species in urban vegetation fragments. *Landscape Ecology* 14, 493-507.
- Bautista, L. M., Garcia, J. T., Calmaestra, R. G., Palacin, C., Martin, C. A., Morales, M. B., Bonal, R. & Viñuela, J. (2004): Effect of Weekend Road Traffic on the Use of Space by Raptors. *Conservation Biology* 18 (3), 726-732.

- Beckerman, A. P., Boots, M. & Gaston, K. J. (2007): Urban bird declines and the fear of cats. *Animal Conservation* 10, 320-325.
- Belloq, M. I., Filloy, J. & Garaffa, P. (2008): Influence of agricultural intensity and urbanization on the abundance of the raptor chimango caracara (*Milvago chimango*) in the Pampean region of Argentina. *Annales Zoologici Fennici* 45, 128-134.
- Bennett, L. P. & Milne, R. J. (2004): Criteria to assess and select sites for long-term avian monitoring in an urbanizing landscape. *Environmental Monitoring and Assessment* 94 (1-3), 17-162.
- Berkowitz, A. R., Nilon, C. H. & Hollweg, K. S. (eds.) (2003): *Understanding urban ecosystems - A new frontier for science and education*. Springer, New York, 505 pp.
- Bertin, R. I. (2002): Losses of native plant species from Worcester, Massachusetts. *Rhodora* 104 (920), 325-349.
- Blair, R. B. (1996): Land Use and Avian Species Diversity Along an Urban Gradient. *Ecological Applications* 6 (2), 506-519.
- Blair, R. B. (1999): Birds and Butterflies along an Urban Gradient: Surrogate Taxa for Assessing Biodiversity? *Ecological Applications* 9 (1), 164-170.
- Blair, R. B. (2001): Creating a homogeneous avifauna. In: Marzluff, J. M., Bowman, R. & Donnelly, R. (eds.): *Avian Ecology and Conservation in an Urbanizing World*. Kluwer Academic Press, Norwell, 459-486.
- Blair, R. B. (2004): The effects of urban sprawl on birds at multiple levels of biological organization. *Ecology and Society* 9 (5), art. 2.
- Blewett, C. M. & Marzluff, J. M. (2005): Effects of urban sprawl on snags and the abundance and productivity of cavity-nesting birds. *Condor* 107, 678-693.
- Bodsworth, E. & Shepherd, P. & Plant, C. (2005): Exotic plant species on brownfield land: their value to invertebrates of nature conservation importance. *English Nature Research Reports No. 650*, 101 pp.
- Böhner, J. & Witt, K. (2007): Distribution, abundance and dynamics of the House Sparrow *Passer domesticus* in Berlin: a review. *International Studies on Sparrows* 32, p.15-33.
- Boet, P., Belliard, J., Berrebi-dit-Thomas, R. & Tales, E. (1999): Multiple human impacts by the City of Paris on fish communities in the Seine river basin, France. *Hydrobiologia* 410, 59-68.
- Bolger, D. T., Suarez, A. V., Crooks K. R., Morrison, S. A. & Case, T. J. (2000): Arthropods in Urban Habitat Fragments in Southern California: Area, Age, and Edge Effects. *Ecological Applications* 10 (4), 1230-1248.
- Bonnes, M., Carrus, G., Bonaiuto, M., Fornara, F. & Passafaro, P. (2004): Inhabitants' environmental perceptions in the city of Rome within the framework for urban biosphere reserves of the UNESCO programme on man and biosphere. *Annals New York Academy of Sciences* 1023, 175-186.
- Booker, D. J., Dunbar, M. J., Shamseldin, A., Durr, C. & Acreman, M. C. (2003): Physical habitat assessment in urban rivers under future flow scenarios. *Water and Environment Journal* 17 (4), 251-256.
- Borgström, S. T., Elmqvist, T., Angelstam, P. & Alfsen-Norodom, C. (2006): Scale Mismatches in Management of Urban Landscapes. *Ecology and Society* 11 (2), art. 16.
- Bößneck, U. (2005): New citizens among snails - part of mollusce diversity in urban areas? In: Müller, N. (ed.): *Biodiversität im besiedelten Bereich*. - *Conturec* 1, 73-78.
- Bößneck, U. (2005): Neubürger unter Schnecken - Träger der Biodiversität im Siedlungsraum? *Conturec* 1, 73-78.

- Bowman, R. & Marzluff, J.M. (2001): Integrating avian ecology into emerging paradigms in urban ecology. In: Marzluff, J.M., Bowman, R & Donnelly, R. (eds.): *Avian Conservation and Ecology in an Urbanizing World*. Kluwer Academic Press, Norwell, 569-578.
- Bozek, C. K., Prange, S. & Gehrt, S. D. (2007): The influence of anthropogenic resources on multi-scale habitat selection by raccoons. *Urban Ecosystems* 10 (4), 413-425.
- Bradley, C. A. & Altizer, S. (2006): Urbanization and the ecology of wildlife diseases. *Trends in Ecology and Evolution* 22 (2), 95-102.
- Bremner, A. & Park, K. (2007): Public attitudes to the management of invasive non-native species in Scotland. *Biological Conservation* 139, 306-314.
- Breuste, J. H. (2004): Decision making, planning and design for the conservation of indigenous vegetation within urban development. *Landscape and Urban Planning* 68, 439-452.
- Briffett, C. (2001): Is Managed Recreational Use Compatible with Effective Habitat and Wildlife Occurrence in Urban Open Space Corridor Systems? *Landscape Research* 26 (2), 137-163.
- Brown, J. H. & Sax, D. F. (2004): An essay on some topics concerning invasive species. *Austral Ecology* 29 (5), 530-536.
- Brown, K. S. & Freitas, A. V. L. (2002): Butterfly communities of urban forest fragments in Campinas, Sao Paulo, Brazil: Structure, instability, environmental correlates, and conservation. *Journal of Insect Conservation* 6, 217-231.
- Brown, R. M. & Laband, D. N. (2006): Species Imperilment and Spatial Patterns of Development in the United States. *Conservation Biology* 20 (1), 239-244.
- Bryant, M. M. (2006): Urban landscape conservation and the role of ecological greenways and local metropolitan scales. *Landscape and Urban Planning* 76, 23-44.
- Burger, J. R., Bowman, G. E., Woolfenden & Gochfeld, M. (2004): Metal and metalloid concentrations in the eggs of threatened Florida scrub-jays in suburban habitat from south-central Florida. *Science of The Total Environment* 328, 185-193.
- Burgman, M. A., Keith, D., Hopper, S. D., Widyatmoko, D. & Drill, C. (2007): Threat syndromes and conservation of the Australian flora. *Biological Conservation* 134, 73-82.
- Burhans, D. E. & Thompson, F. R. (2006): Songbird abundance and parasitism differ between urban and rural shrubland. *Ecological Applications* 16 (1), 394-405.
- Burt, J. W., Muir, A. A., Piovita-Scott, J., Veblen, K. E., Chang, A. L., Grossman, J. D. & Weiskel, H. W. (2007): Preventing horticultural introductions of invasive plants: potential efficacy of voluntary initiatives. *Biological Invasions* 9, 909-923.
- Butler, C. J. (2005): Feral parrots in the continental United States and United Kingdom: Past, present, and future. *Journal of Avian Medicine and Surgery* 19 (2), 142-149.
- Byrne, L. B. (2007): Habitat structure: A fundamental concept and framework for urban soil ecology. *Urban Ecosystems* 10, 255-274.
- Cabezas, M. G. (2005): Fragmentation and human disturbances in peri-urban forests: effects on vascular flora. Diss. Universidad Autònoma de Barcelona, 148 pp.
- Cardillo, M. (2003): Biological determinants of extinction risk: why are smaller species less vulnerable? *Animal Conservation* 6, 63-69.
- Carroll, S. P. (2007): Natives adapting to invasive species: ecology, genes, and the sustainability of conservation. *Ecological Research* 22, 892-901.
- CBD – Convention on Biological Diversity (2007): *Cities and Biodiversity: engaging local authorities in the implementation of the convention on biological diversity*. UNEP/CBD/COP/9/INF/10, 18 December 2007
- Celecia, J. (1997): Urban ecology: Biodiversity and contemporary stakes of inventories. *Journal d'Agriculture Traditionnelle et de Botanique Appliquée* 39 (2), 241-263.

- Celesti-Grapow, L., Pysek, P., Jarosik, V. & Blasi, C. (2006): Determinants of native and alien species richness in the urban flora of Rome. *Diversity and Distribution* 12, 490-501.
- Chace, J. F. & Walsh, J. J. (2006): Urban effects on native avifauna: a review. *Landscape and Urban Planning* 74, 46-69.
- Chace, J. F., Walsh, J. J., Cruz, A., Prather, J. W. & Swanson, H. M. (2003): Spatial and temporal activity patterns of the brood parasitic brown-headed cowbird at an urban/wildland interface. *Landscape and Urban Planning* 64 (3), 179-190.
- Chae, J.-H & Koo, T.-H. (2004): Habitat Feature Analysis in Urban Biotope for Bird Diversity Promotion in Seoul Urban Area.
http://www.yesform.com/z_n/forms/view_webf/A17B13C23/webf_8778.html, 87-100.
- Chamberlain, D. E., Toms, M. P., Cleary-McHarg, R. & Banks, A. N. (2007): House sparrow (*Passer domesticus*) habitat use in urbanized landscapes. *Journal of Ornithology* 148 (4), 453-462.
- Chambers, L. K. & Dickman, C. R. (2002): Habitat selection of the long-nosed bandicoot, *Perameles nasuta* (Mammalia, Peramelidae), in a patchy urban environment. *Austral Ecology* 27, 334-342.
- Chandler R. B., Strong, A. M. & Kaufman, C. C. (2004): Elevated lead levels in urban house sparrows: A threat to sharp-shinned hawks and merlins. *Journal of Raptor Research* 38, 62-68.
- Chapman, R. E., Wang, J. & Bourke, A. F. G. (2003): Genetic analysis of spatial foraging patterns and resource sharing in bumble bee pollinators. *Molecular Ecology* 12 (10), 2801-2808.
- Chocholouskova, Z. & Pysek, P. (2003): Changes in composition and structure of urban flora over 120 years: a case study of the city of Plzen. *Flora* 198, 366-376.
- Choi, I.-K. (2005): Vorkommen und Verbreitung von Pflanzenarten in der Stadt Cheon-ju (Südkorea) unter besonderer Berücksichtigung anthropogener Einflüsse. Diss. Fakultät VII - Architektur Umwelt Gesellschaft, Technische Universität Berlin, 171 pp.
- Christie, F. J. & Hochuli, D. F. (2005): Elevated Levels of Herbivory in Urban Landscapes: Are Declines in Tree Health More Than an Edge Effect? *Ecology and Society* 10 (1), art. 10.
- Cignini, B. & Zapparoli, R. (2005): Rome. In: Kelcey, J. G. & Rheinwald, G. (eds.): *Birds in European Cities*. Ginster Verlag, St. Katharinen, 243-278.
- Cilliers, S. S. & Bredenkamp, G. J. (2000): Vegetation of road verges on an urbanisation gradient in Potchefstroom, South Africa. *Landscape and Urban Planning* 46, 217-239.
- Cilliers, S. S. Müller, N. & Drewes, E. (2004): Overview on urban nature conservation: situation in the western-grassland biome of South Africa. *Urban Forestry and Urban Greening* 3, 49-62.
- Clark, J. S., Dietze, M., Chakraborty, S., Agarwal, P. K., Ibanez, I., LaDeau, S. & Wolosin, M. (2007): Resolving the biodiversity paradox. *Ecology Letters* 10, 647-662.
- Clark, P. J., Reed, J. M. & F. S. Chew (2007): Effects of urbanization on butterfly species richness, guild structure, and rarity. *Urban Ecosystems* 10 (3), 321-337.
- Clarkson, B. D., Wehi, P. M. & Brabyn, L. K. (2007): A spatial analysis of indigenous cover patterns and implications for ecological restoration in urban centres, New Zealand. *Urban Ecosystems* 10, 441-457.
- Clemants, S. E. (2003): A Short Bibliography of Urban Floras. *Urban Habitats* 1 (1), 25-29.
- Clemants, S. E. & Moore, G. (2003): Patterns of species diversity in eight northeastern United States cities. *Urban Habitats* 1 (1), 4-16.
- Clemants, S. E. & Moore, G. (2005): The Changing Flora of the New York Metropolitan Region. *Urban Habitats* 3 (1), 192-210.

- Clergeau, P. & Quenot, F. (2007): Roost selection flexibility of European starlings aids invasion of urban landscape. *Landscape and Urban Planning* 80, 56-62.
- Clergeau, P., Croci, S., Jokimäki, J., Kaisanlahti-Jokimäki, M. L. & Dinetti, M. (2006b): Avifauna homogenisation by urbanisation: analysis at different European latitudes. *Biological Conservation* 127, 336-344.
- Clergeau, P., Jokimäki, J. & Savard, J.-P. L. (2001): Are urban bird communities influenced by the bird diversity of adjacent landscapes? *Journal of Applied Ecology* 38, 1122-1134.
- Clergeau, P., Jokimäki, J. & Snep, R. (2006a): Using hierarchical levels for urban ecology. *Trends in Ecology and Evolution* 21 (12), 660-661.
- Clergeau, P., Savard, J.-P. L., Mennechez, G. & Falardeau, G. (1998): Bird abundance and diversity along an urban-rural gradient: a comparative study between two cities on different continents. *The Condor* 100, 413-425.
- Collinge, S. K., Prudic, K. L. & Oliver, J. C. (2003): Effects of Local Habitat Characteristics and Landscape Context on Grassland Butterfly Diversity. *Conservation Biology* 17 (1), 178-187.
- Collins, J. P., Kinzig, A., Grimm, N. B., Fagan, W. F., Hope, D., Wu, J. & Borer, E. T. (2000): A New Urban Ecology: Modeling human communities as integral parts of ecosystems poses special problems for the development and testing of ecological theory. *American Scientist* 88, 416-425.
- Conard, J. M. & Gipson, P. S. (2006): Spatial and Seasonal Variation in Wildlife-Vehicle Collisions. *The Prairie Naturalist* 38 (4), 251-260.
- Connell, S. D. & Glasby, T. M. (1999): Do urban structures influence local abundance and diversity of subtidal epibiota? A case study from Sydney Harbour, Australia. *Marine Environmental Research* 47, 373-387.
- Connor, E. F., Hafernik, J., Levy, J., Moore, V. L. & Rickman, J. K. (2002): Insect conservation in an urban biodiversity hotspot: The San Francisco Bay Area. *Journal of Insect Conservation* 6, 247-259.
- Contesse, P., Hegglin, D., Gloor, S., Bontadina, F. & Deplazes, P. (2004): The diet of urban foxes (*Vulpes vulpes*) and the availability of anthropogenic food in the city of Zurich, Switzerland. *Mammalian Biology* 69, 81-95.
- Cook, W. M., Casagrande, D. G., Hope, D., Groffman, P. M. & Collins, S. L. (2004): Learning to roll with the punches: adaptive experimentation in human-dominated systems. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2 (9), 467-474.
- Cook, W. M., Lane, K. T., Foster, B. L. & Holt, R. D. (2002): Island theory, matrix effects and species richness patterns in habitat fragments. *Ecology Letters* 5 (5), 619-623.
- Cook, W. M., Yao, J., Foster, B. L., Holt, R. D. & Patrick, L. B. (2005): Secondary succession in an experimentally fragmented landscape: Community patterns across space and time. *Ecology* 86 (5), 1267-1279.
- Cordeiro, N. J. (2007): Conservation in areas of high population density in sub-Saharan Africa. *Biological Conservation* 134 (2), 155-163.
- Corlett, R. T. (2006): Figs (*Ficus*, Moraceae) in urban Hong Kong, South China. *Biotropica* 38 (1), 116-121.
- Cornelis, J. & Hermy M. (2004): Biodiversity relationships in urban and suburban parks in Flanders. *Landscape and Urban Planning* 69, 385-401.
- Crane, P. & Kinzig, A. (2005): Nature in the Metropolis. *Science* 308, 1225.
- Crompton, J. L. (2005): The Impact of Parks on Property Values: Empirical Evidence from the Past Two Decades in the United States. *Leisure Management* 10, 203-218
- Crooks, K. R. (2002): Relative Sensitivities of Mammalian Carnivores to Habitat Fragmentation. *Conservation Biology* 16 (2), 488-502.

- Crooks, K. R., Suarez, A. V., Bolger, D. T. & Soule, M. E. (2001): Extinction and Colonization of Birds on Habitat Islands. *Conservation Biology* 15 (1), 159-172.
- Crooks, K. R., Suarez, A. V. & Bolger, D. T. (2004): Avian assemblages along a gradient of urbanization in a highly fragmented landscape. *Biological Conservation* 115, 451-462.
- Crossman, N. D., Bryan, B. A., Ostendorf, B. F. & Collins, S. A. (2007): Systematic landscape restoration in the rural-urban fringe: meeting conservation planning and policy goals. *Biodiversity and Conservation* 16 (13), 3781-3802.
- Crutsinger, G. M., Souza, L. & Sanders, N. J. (2008): Intraspecific diversity and dominant genotypes resist plant invasions. *Ecology Letters* 11 (1), 16-23.
- Culley, T. M., Dunbar-Wallis, A. K., Sakai, A. K., Weller, S. G., Mishio, M., Campbell, D. R. & Herzenach, MK. (2006): Genetic variation of ecophysiological traits in two gynodioecious species of *Schiedea* (Caryophyllaceae). *New Phytologist* 169, 589-601.
- Culley, T. M., Sbita, S. J. & Wick, A. (2007): Population genetic effects of urban habitat fragmentation in the perennial herb *Viola pubescens* (Violaceae) using ISSR markers. *Annals of Botany* 100, 91-100.
- Cumming, G. S., Cumming, D. H. M. & Redman, C. L. (2006): Scale Mismatches in Social-Ecological Systems: Causes, Consequences, and Solutions. *Ecology and Society* 11 (1), art. 14.
- Cushman, S. F. (2006): The Fish Movement, Habitat Selection, and Stream Habitat Complexity in Small Urban Streams. Diss. submitted to the Faculty of the Graduate School of the University of Maryland, 266 pp.
- Czech, B., Krausman, P. R. & Devers, P. K. (2000): Economic Associations among Causes of Species Endangerment in the United States. *BioScience* 50 (7), 593-601
- Dana, E. D., Vivas, S. & Mota, J. F. (2002): Urban vegetation of Almería City: a contribution to urban ecology in Spain. *Landscape and Urban Planning* 59, 203-216.
- Daniel, H. (2004): Interactions entre la biodiversité et l'urbanisation etude de la dynamique de la végétation indigène en ville. Institut Francais de la Biodiversité - Concours Jeunes Chercheurs, 1-6.
- Daniels, G. D. & Kirkpatrick, J. B. (2006): Does variation in garden characteristics influence the conservation of birds in suburbia? *Biological Conservation* 133 (3), 326-335.
- Dasso, A. & Pinzas, T. (n. d.): NGO Experiences in Lima targeting urban poor through urban agriculture. *City Case Study Lima*, 349-361.
- Davies, R. G., Barbosa, O., Fuller, R. A., Tratalos, J., Warren, P. H. & Gaston, K. J. (2008): City-wide relationships between green spaces, urban land use and topography. *Urban Ecosystems*, online early.
- Dawson, D. (1994): Are habitat corridors conduits for animals and plants in a fragmented landscape? A review of the scientific evidence. *English Nature Research Report* 94, Peterborough, 85 pp.
- De la Maza, C. L., Hernández, J., Bown, H., Rodríguez, M. & Escobedo F. (2002): Vegetation diversity in the Santiago de Chile urban ecosystem. *Arboricultural Journal* 26, 347-357.
- DeCandido, R. (2004a): Recent changes in plant species diversity in urban Pelham Bay Park, 1947-1998. *Biological Conservation* 120, 129-136.
- DeCandido, R., Muir, A. A. & Gargiullo, M. B. (2004b): A first approximation of the historical and extant vascular flora of New York City: Implications for native plant species conservation. *Journal of the Torrey Botanical Society* 131 (3), 243-251.
- DeCandido, R. (2005): History of the Eastern Screech-Owl (*Megascops asio*) in New York City, 1867-2005. *Urban Habitats* 3 (1), 4-20.

- Dehnen-Schmutz, K., Touza, J., Perrings, C. & Williamson, M. (2007a): The Horticultural Trade and Ornamental Plant Invasions in Britain. *Conservation Biology* 21, 224-231.
- Dehnen-Schmutz, K., Touza, J., Perrings, C. & Williamson, M. (2007b): A century of the ornamental plant trade and its impact on invasion success. *Diversity and Distributions* 13, 527-534.
- Deichsel, R. (2006): Species change in an urban setting—ground and rove beetles (Coleoptera: Carabidae and Staphylinidae) in Berlin. *Urban Ecosystems* 9, 161–178.
- Deichsel, R. (2007): Habitatfragmentierung in der urbanen Landschaft – Konsequenzen für die Biodiversität und Mobilität epigäischer Käfer (Coleoptera: Carabidae und Staphylinidae) am Beispiel Berliner Waldfragmente. Diss. Freie Universität Berlin, Berlin, 154 pp.
- Desender, K., Small, E., Gaublomme, E. & Verdyck, P. (2005): Rural-urban gradients and the population genetic structure of woodland ground beetles. *Conservation Genetics* 6 (1), 51-62.
- DeStefano, S. & DeGraaf, R. M. (2003): Exploring the ecology of suburban wildlife. *Frontiers in Ecology and the Environment* 1 (2), 95-101.
- Dettmar, J. & Werner P. (eds.) (2007): Perspektiven und Bedeutung von Stadtnatur für die Stadtentwicklung. *Conturec* 2, 229 pp.
- Devictor, V., Julliard, R., Clavel, J., Jiguet, F., Lee, A. & Couvet, D. (2008): Functional biotic homogenization of bird communities in disturbed landscapes. *Global Ecology and Biogeography* 17 (2), 252-261.
- Devictor, V., Julliard, R., Couvet, D., Lee, A. & Jiguet, F. (2007): Functional homogenization effect of urbanization on bird communities. *Conservation Biology* 21 (3), 741-751.
- Dewancker, B., Fukuda, H. & Ojima, T. (2002): A Study on the Land Use Change in Kurosaki and A Proposal of an Urban Biotope Network. *Journal of Asian Architecture and Building Engineering* 1 (2), 123-129.
- Diemer, M., Held, M. & Hofmeister, S. (2003): Urban Wilderness in Central Europe. Rewilding at the Urban Fringe. *International Journal of Wilderness* 9 (3), 7-11.
- DiMauro, D., Dietz, T. & Rockwood, L. (2007): Determining the effect of urbanization on generalist butterfly species diversity in butterfly gardens. *Urban Ecosystems* 10 (4), 427-439.
- Dinetti, M. (2006): Urban avifauna: Is it possible to live together? *Veterinary Research Communications* 30 (Suppl. 1), 3-7.
- Ditchkoff, S., Saalfeld S. & Gibson, C. (2006): Animal behavior in urban ecosystems: modifications due to human-induced stress. *Urban Ecosystems* 9 (1), 5-12.
- Donaldson, M. R., Henein, K. M. & Runtz, M. W. (2007): Assessing the effect of developed habitat on waterbird behaviour in an urban riparian system in Ottawa, Canada. *Urban Ecosystems* 10, 139-151.
- Donnelly, R. & Marzluff, J. M. (2004): Importance of reserve size and landscape context to urban bird conservation. *Conservation Biology* 18, 733-745.
- Donnelly, R. & Marzluff, J. M. (2006): Relative importance of habitat quantity, structure and spatial pattern to birds in urbanizing environments. *Urban Ecosystems* 9 (2), 99-117.
- Donnelly, R. E. (2002): Design of habitat conservation in the Seattle Metropolitan Area. Diss. University of Washington, Seattle, 81 pp.
- Dow, K. (2000): Social dimensions of gradients in urban ecosystems. *Urban Ecosystems* 4 (4), 255-275.
- Drayton, B. & Primack, R. B. (1996): Plant species lost in an isolated conservation area in metropolitan Boston from 1894 to 1993. *Conservation Biology* 10 (1), 30-39.

- Drinnan, I. N. (2005): The search for fragmentation thresholds in a Southern Sydney Suburb. *Biological Conservation* 124, 339-349.
- Dronnet, S., Chapuisat, M., Vargo, E. L., Lohou, C. & Bagnères, A. G. (2005): Genetic analysis of the breeding system of an invasive subterranean termite, *Reticulitermes santonensis*, in urban and natural habitats. *Molecular Ecology* 14 (5), 1311-1320.
- Dunn, R. R. & Danoff-Burg, J. A. (2007): Road size and carrion beetle assemblages in a New York forest. *Journal of Insect Conservation* 11, 325-332.
- Dunn, R. R., Gavin, M. C., Sanchez, M. C. & Solomon, J. N. (2006): The pigeon paradox: Dependence of global conservation on urban nature. *Conservation Biology* 20 (6), 1814-1816.
- Echeverria, A. I., Vassallo, A. I. & Isaach, J.P. (2006): Experimental analysis of novelty responses in a bird assemblage inhabiting a suburban marsh. *Canadian Journal of Zoology* 84, 974-981.
- Elliott, K. H., Duffe, S. L. Lee, P. Mineau & Elliott, J. E. (2006): Foraging ecology of Bald Eagles and urban landfill. *Wilson Bulletin* 118, 380-390.
- Environment Canada (2007): Area-sensitive forest birds in urban areas. Canadian Wildlife Service, Ontario, 58 pp.
- Er, K. B. H., Innes, J. L., Martin, K. & Klinkenberg, B. (2005): Forest loss with urbanization predicts bird extirpations in Vancouver. *Biological Conservation* 126, 410-419.
- Essl, F. (2007): From ornamental to detrimental? The incipient invasion of Central Europe by *Paulownia tomentosa*. *Preslia* 79, 377-389.
- Evans, K. L., Lennon, J. L. & Gaston, K. J. (2007a): Slopes of Avian Species-Area Relationships, Human Population Density and Environmental Factors. *Avian Conservation and Ecology* 2 (2), art. 7.
- Evans, K. L., vanRensburg, B. J., Gaston, K. J. & Chown, S. L. (2006): People, species richness and human population growth. *Global Ecology and Biogeography* 15, 625-636.
- Evans, K. L., Greenwood, J. J. D. & Gaston, K. J. (2007b): The positive correlation between avian species richness and human population density in Britain is not attributable to sampling bias. *Global Ecology and Biogeography* 16 (3), 300-304.
- Evelyn, M. J., Stiles, D. A. & Young, R. A. (2004): Conservation of bats in suburban landscapes: roost selection by *Myotis yumanensis* in a residential area in California. *Biological Conservation* 115, 463-473.
- Everette, A. L., O'Shea, T. J., Ellison, L. E., Stone, L. A. & McCance, J. L. (2001): Bat use of a high-plains urban wildlife urban refuge. *Wildlife Society Bulletin* 29 (3), 967-9.
- Faeth, S. H., Warren, P. S., Shochat, E. & Marussich, W. A. (2005): Trophic Dynamics in Urban Communities. *BioScience* 55 (5), 399-407.
- Faggi, A. & Perepelizin, P. V. (2006): Riqueza de aves a lo largo de un gradient de urbanización en ciudad de Buenos Aires. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales*, n.s. 8 (2), 289-357.
- Fahrig, L. (2003): Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology and Systematics* 34, 487-515.
- Fernandez-Juricic, E. (2000): Bird community composition patterns in urban parks of Madrid. The role of age, size and isolation. *Ecological Research* 15, 373-383.
- Fernandez-Juricic, E. (2001a): Avifaunal Use of Wooded Streets in an Urban Landscape. *Conservation Biology* 14 (2), 513-521.
- Fernandez-Juricic, E. (2001b): Density dependent habitat selection of corridors in a fragmented landscape. *Ibis* 143, 278-87.
- Fernandez-Juricic, E. (2001c): Avian spatial segregation at edges and interiors of urban parks in Madrid, Spain. *Biodiversity and Conservation* 10, 1303-1316.

- Fernandez-Juricic, E. (2002): Can human disturbance promote nestedness? A case study with breeding birds in urban habitat fragments. *Oecologia* 131, 269-278.
- Fernandez-Juricic, E. (2004): Spatial and temporal analysis of the distribution of forest specialists in an urban-fragmented landscape (Madrid, Spain): implications for local and regional bird conservation. *Landscape and Urban Planning* 69, 17-32.
- Fernandez-Juricic, E. & Jokimäki, J. (2001): A habitat island approach to conserving birds in urban landscapes: case studies from southern and northern Europe. *Biodiversity and Conservation* 10, 2023-2043.
- Fernandez-Juricic, E., Venier, M. P., Renison, D. & Blumstein, D. T. (2005): Sensitivity of wildlife to spatial patterns of recreationist behavior: A critical assessment of minimum approaching distances and buffer areas for grassland birds. *Biological Conservation* 125, 225-235.
- Field, S. G., Lange, M., Schulenburg, H., Velavan, T. P. & Michiels, N. K. (2007): Genetic diversity and parasite defense in a fragmented urban metapopulation of earthworms. *Animal Conservation* 10, 162-175.
- Fischer, A., Young, J. C. (2007): Understanding mental constructs of biodiversity: Implications for biodiversity management and conservation. *Biological Conservation* 136, 271-282.
- Fitzhugh, T. W. & Richter, B. D. (2004): Quenching Urban Thirst: Growing Cities and Their Impacts on Freshwater Ecosystems. *BioScience* 54 (8), 741-754.
- Fleischer, A. L. Jr., Bowman, R. & Woolfenden, G. E. (2003): Variation in Foraging Behavior, Diet, and Time of Breeding of Florida Scrub-Jays in Suburban and Wildland Habitats. *The Condor* 105, 515-527.
- Florgard, C. (2000): Long-term changes in indigenous vegetation preserved in urban areas. *Landscape and Urban Planning* 52 (2), 101-116.
- Foeken, D. & Mwangi, A. M. (2000): Increasing Food Security Through Urban Farming in Nairobi. *City Case Study Nairobi*, 303-327.
- Foley, J. A., Defries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., Chapin, F. S., Coe, M. T., Daily, G. C., Gibbs, H. K., Helkowski, J. H., Holloway, T., Howard, E. A., Kucharik, C. J., Monfreda, C., Patz, J. A., Prentice, I. C., Ramankutty, N. & Snyder, P. K. (2005): Global consequences of land use. *Science* 309, 570-574.
- Folke, C. (2006): The economic perspective: conservation against development versus conservation for development. *Conservation Biology* 20 (3), 686-688.
- Forrest, A. & St.Clair, C. C. (2006): Effects of dog leash laws and habitat type on avian and small mammal communities in urban parks. *Urban Ecosystems* 9 (2), 51-66.
- Forys, E. A. & Allen, C. R. (2005): The Impacts of Sprawl on Biodiversity: the Ant Fauna of the Lower Florida Keys. *Ecology and Society* 10 (1), art. 25.
- Fountain, M. T. & Hopkin, S. P. (2004): Biodiversity of Collembola in Urban Soils and the Use of *Folsomia candida* to Assess Soil 'Quality'. *Ecotoxicology* 13, 555-572.
- Franchin, A. G. & Marcal, O. (2004): A riqueza da avifauna no Parque Municipal do Sabiá, zona urbana de Uberlândia (MG). *Biotemas* 17 (1), 179-202.
- Franchin, A. G., deOliveira, G. M., de Melo, C., Tomé, C. E. R. & Marcal, O. (2004): Avifauna do Campus Umuarama, Universidade Federal de Uberlândia (Uberlândia, MG). *Revista Zootecnia* 6 (2), 219-230.
- Fuller, R. A., Irvine, K. N., Devine-Wright, P., Warren, P. H. & Gaston, K. J. (2007): Psychological benefits of greenspace increase with biodiversity. *Biology Letters* 3, 390-394.

- Fuller, R. A., Warren, P. H., Armsworth, P. R., Barbosa, O. & Gaston, K. J. (2008): Garden bird feeding predicts the structure of urban avian assemblages. *Diversity and Distributions* 14, 131-137.
- Fundali, E. (2001): The ecological structure of the bryoflora of Wroclaw's parks and cemeteries in relation to their localization and origin. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae* 70 (3), 229-235.
- Gaisler J., Zukal, J., Rehak, Z. & Homolka, M. (1998): Habitat preference and Flight activity of bats in a city. *Journal of Zoology* 244, 439-445.
- Garber, S. D. (1998): *Urban Naturalist*. Dover Publ., Mineola, N.Y., 256 pp.
- Garden, J., McAlpine, C., Peterson, A. Jones, D. & Possingham, H. (2006): Review of the ecology of Australian urban fauna. *Austral Ecology* 31 (2), 126-148.
- Garnett, T. (n. d.): *Urban Agriculture in London: Rethinking our Food Economy*. City Case Study London, 477-499.
- Garret, L. C. & Conway, G. A. (1999): Characteristics of Moose-vehicle Collisions in Anchorage, Alaska, 1991-1995. *Journal of Safety Research* 30 (4), 219-223.
- Gaston, K. J. (2005): Biodiversity and extinction: species and people. *Progress in Physical Geography* 29 (2), 239-247.
- Gaston, K. J. & Evans, K. L. (2004): Birds and people in Europe. *Proceedings of the Royal Society London B* 271, 1649-1655.
- Gaston, K. J., Fuller, R. A., Loram, A., MacDonald, C., Power, S. & Dempsey, N. (2007): Urban domestic gardens (XI): variation in urban wildlife gardening in the United Kingdom. *Biodiversity and Conservation* 16 (11), 3227-3238.
- Gaston, K. J., Smith, R. M., Thompson, K. & Warren, P. H. (2005a): Urban domestic gardens (II): experimental tests of methods for increasing biodiversity. *Biodiversity and Conservation* 14 (2), 395-413.
- Gaston, K. J., Warren, P. H., Thompson, K. & Smith, R. M. (2005b): Urban domestic gardens (IV): the extent of the resource and its associated features. *Biodiversity and Conservation* 14 (14), 3327-3349.
- Gehrt, S. D. & Chelsvig, J. E. (2003): Bat activity in an urban landscape: Patterns at the landscape and microhabitat scale. *Ecological Applications* 13 (4), 939-950.
- Germaine, S. S. & Wakeling, B. F. (2001): Lizard species distributions and habitat occupation along an urban gradient in Tucson, Arizona, USA. *Biological Conservation* 97, 229-237.
- Germaine, S. S., Schweinsburg, R. E. & Germaine, H. L. (2001): Effects of residential density on sonoran desert nocturnal rodents. *Urban Ecosystems* 5 (3), 179-185.
- Ghate, U., Nalawade, S. & Bhatt, S. (2001): Urban havens: Nero's fiddle? *The Hindu*, online.
- Gibb, H. & Hochuli, D. F. (2002): Habitat fragmentation in an urban environment: large and small fragments support different arthropod assemblages. *Biological Conservation* 106, 91-100.
- Gibbs, J. P. & Stanton, E. J. (2001): Habitat Fragmentation and Arthropod Community Change: Carrion Beetles, Phoretic Mites, and Flies. *Ecological Applications* 11 (1), 79-85.
- Gilbert, O. L. (1989): *The ecology of urban habitats*. Chapman and Hall, London, 369 pp.
- Giordania, P., Brunialtia, G. & Alleteob, D. (2002): Effects of atmospheric pollution on lichen biodiversity (LB) in a Mediterranean region (Liguria, northwest Italy). *Environmental Pollution* 118, 53-64.
- Gloor, S. (2002): *The Rise of Urban Foxes (*Vulpes vulpes*) in Switzerland and Ecological and Parasitological Aspects of a Fox Population in the Recently Colonised City of Zurich*. Diss. Mathematisch-naturwissenschaftliche Fakultät Universität Zürich, 124 pp.

- Gloor, S., Bontadina, F., Hegglin, D., Deplazes, P. & Breitenmoser, U. (2001): The rise of urban fox populations in Switzerland. *Mammalian Biology* 66, 155-164.
- Godefroid, S. (2001): Temporal analysis of the Brussels Flora as indicator for changing environmental quality. *Landscape and Urban Planning* 52, 203-224.
- Godefroid, S. & Koedam, N. (2003): How important are large vs. small forest remnants for the conservation of the woodland flora in an urban context? *Global Ecology and Biogeography* 12, 287-298.
- Godefroid, S., Monbaliu, D. & Koedam, N. (2007): The role of soil and microclimatic variables in the distribution patterns of urban wasteland flora in Brussels, Belgium. *Landscape and Urban Planning* 80, 45-55.
- Gonzalez-Afanador, E. (2007): Urban influence on diversity of avifauna in the Edwards Plateau of Texas: effect of property sizes on rural landscape structure. Diss. Texas A&M University, 116 pp.
- Green, D. M. & M. G. Baker (2003): Urbanization impacts of habitat and bird communities in a Sonoran desert ecosystem. *Landscape and Urban Planning* 63, 225-239.
- Grimm, N. B., Grove, J. M., Redman, C. L & Pickett, S. T. A. (2000): Integrated approaches to long-term studies of urban ecological systems. *BioScience* 50, 571-584.
- Grimm, N., Shears, B., Gries, C., Kuby, L., Stinchfield, K., Williams, L. & Zisner, C. (2005): Central Arizona-Phoenix Long-Term Ecological Research: Phase 2. Research report, 1-46.
- Grove, J. M., Burch, W. R. Jr & Pickett, S. T. A. (2005): Social mosaics and urban community forestry in Baltimore, Maryland. In: Lee, R. G. & Field, D. R. (eds.) *Communities and Forests: Where People Meet the Land*. Oregon, 249-273.
- Grove, J. M., Cadenasso, M. L., Burch, W. R. Jr, Pickett, S. T. A., O'Neil-Dunne, J. P. M., Schwarz, K., Wilson, M. A., Troy, A. R. & Boone, C. (2006a): Data and methods comparing social structure and vegetation structure of urban neighbourhoods in Baltimore, Maryland. *Society and Natural Resources* 19, 117-136.
- Grove, J. M., Troy, A. R., O'Neil-Dunne, J. P. M., Burch, W. R. Jr, Cadenasso, M. L. & Pickett, S. T. A. (2006b): Characterization of households and its implications for the vegetation of urban ecosystems. *Ecosystems* 9, 578-597.
- Gryz, J., Krauze, D. & Goszczynski, J. (2008): The small mammals of Warsaw as inferred from the tawny owl (*Strix aluco*) pellet analyses. *Annales Zoologici Fennici* 45, online early.
- Guinchi, D., Gaggini, V. & Baldaccini, N. E. (2007): Distance sampling as an effective method for monitoring feral pigeon (*Columba livia f. domestica*) urban populations. *Urban Ecosystems* 10, 397-412.
- Guirado, M., Pino, J. & Rodà, F. (2006): Understorey plant species richness and composition in metropolitan forest archipelagos: effects of forest size, adjacent land use and distance to the edge. *Global Ecology and Biogeography* 15, 50-62.
- Gyllin, M. (2004): Biological Diversity in Urban Environments. Diss. Swedish University of Agricultural Sciences, 27 p.
- Hadidian, J. & Smith, S. (2001): Urban Wildlife. *The State of the Animals: 2001*, 165-182.
- Hahs, A. K. & McDonnell, M. J. (2007): Composition of the plant community in remnant patches of grassy woodland along an urban-rural gradient in Melbourne, Australia. *Urban Ecosystems* 10, 355-377.
- Hammond, R. A. & Hudson, M. D. (2007): Environmental management of UK golf courses for biodiversity-attitudes and actions. *Landscape and Urban Planning* 83, 127-136.

- Hansen, A. J. & Clevenger, A. P. (2005): The influence of disturbance and habitat on the presence of non-native plant species along transport corridors. *Biological Conservation* 125, 249-259.
- Hansen, A. J., Knight, R. L., Marzluff, J. M., Powell, S., Brown, K., Gude, P. H. & Jones, K. (2005): Effects of Exurban Development on Biodiversity: Patterns, Mechanisms and Research Needs. *Ecological Applications* 15 (6), 1893-1905.
- Hansen-Moller, J. & Oustrup, L. (2004): Emotional, physical/functional and symbolic aspects of an urban forest in Denmark to nearby residents. *Scandinavian Journal of Forest Research* 19, Suppl. (4), 56-64.
- Hardy, P. B. & Dennis, R. L. H. (1999): The impact of urban development on butterflies within a city region. *Biodiversity and Conservation* 8 (9), 1261-1279.
- Harris, S. & Baker, P. (2001): *Urban Foxes*. 2nd edn. Whittet Books, Suffolk, 152 pp.
- Harrison, C. & Davies, G. (2002): Conserving Biodiversity That Matters: Practitioners' Perspectives on Brownfield Development and Development an Urban Nature Conservation. *Journal of Environmental Management* 65, 95-108.
- Harveson, P. M., Lopez, R. R., Collier, B. A. & Silvy, N. J. (2007): Impacts of urbanization on Florida Key deer behavior and population dynamics. *Biological Conservation* 134 (3), 321-331.
- Hawkes, C. V. (2007): Are Invaders Moving Targets? The Generality and Persistence of Advantages in Size, Reproduction, and Enemy Release in Invasive Plant Species with Time since Introduction. *American Naturalist* 170, 832-843.
- Hedblom, M. (2007): *Birds and Butterflies in Swedish Urban and Peri-urban Habitats: a Landscape Perspective*. Diss. Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, 37 pp.
- Hegglin, D., Bontadina, F., Gloor, S., Romer, J., Müller, U., Breitenmoser, U. & Deplazes, P. (2004): Baiting red foxes in an urban area: a camera trap study. *Journal of Wildlife Management* 68 (4), 1010-1017.
- Henle, K., Davies, K. F., Kleyer, M., Marules, C. & Settele, J. (2004): Predictors of species sensitivity to fragmentation. *Biodiversity and Conservation* 13 (1), 207-251.
- Hermly, M. & Cornelis, J. (2000): Towards a monitoring method and a number of multifaceted and hierarchical biodiversity indicators for urban and suburban parks. *Landscape and Urban Planning* 49, 149-162.
- Heywood, V. H. (1996): The importance of urban environments in maintainig biodiversity. In: di Castri, F. & Younes, T., *Biodiversity, Science and Development: Towards a New Partnership*. CAB International, Wallingford, Oxon, 543-550.
- Heuser, J. (2007): Wildniss für Kinder in der Stadt. *Conturec* 2, 153-158.
- Hill, M. O., Roy, D. B. & Thompson, K. (2002): Hemeroby, urbanity and ruderality: bioindicators of disturbance and human impact. *Journal of Applied Ecology* 39 (5), 708-720.
- Hirota, T., Hirokata, T., Mashima, H., Satoh, T. & Obara, Y. (2004): Population structure of the large Japanese field mouse, *Apodemus speciosus* (Rodentia: Muridae), in suburban landscape, based on mitochondrial D-loop sequences. *Molecular Ecology* 13 (11), 3275-3282.
- Hitchings, S. P. & Beebee, T. J. C. (1997): Genetic substructuring as a result of barriers to gene flow in urban *Rana temporaria* (common frog) populations: implications for biodiversity conservation. *Heredity* 79 (2), 117-127.
- Hitchings, S. P. & Beebee, T. J. C. (1998): Loss of genetic diversity and fitness in Common Toad (*Bufo bufo*) populations isolated by inimical habitat. *Journal of Evolutionary Biology* 11 (3), 269-283.

- Hobbs, R. J. (2007): Managing plant populations in fragmented landscapes: restoration or gardening? *Australian Journal of Botany* 55, 371-374.
- Hobbs, R. J. & Yates, C. J. (2003): Impact of ecosystem fragmentation on plant populations: generalising the idiosyncratic. *Australian Journal of Botany* 51, 471-488.
- Hodgkison, S. C. (2005): The ecological value of suburban golf courses in south-east Queensland. Diss. Griffith University, Australia, 180 pp.
- Hodgkison, S. C., Hero, J.-M. & Warnken, J. (2007): The conservation value of suburban golf courses in a rapidly urbanizing region of Australia. *Landscape and Urban Planning* 79, 323-327.
- Hodgson, P. R. (2005): Characteristics that influence bird communities in suburban remnant vegetation. Diss. University Wollongong, 173 pp.
- Hodgson, R., French, K. & Major, R. E. (2007): Avian movement across abrupt ecological edges: Differential responses to housing density in an urban matrix. *Landscape and Urban Planning* 79, 266-272.
- Holway, D. A. & Suarez, A. V. (2006): Homogenization of ant communities in mediterranean California: The effects of urbanization and invasion. *Biological Conservation* 127, 319-326.
- Hong, S.-K., Song, I.-J., Byun, B., Yoo, S. & Nakagoshi, N. (2005): Applications of biotope mapping for spatial environmental planning and policy: case studies in urban ecosystems in Korea. *Landscape Ecology* 1, 101-112.
- Honnay, O., Endels, P., Vereecken, H. & Hermy, M. (1999): The role of patch area and habitat diversity in explaining native plant species richness in disturbed suburban forest patches in northern Belgium. *Diversity and Distributions* 5, 129-141.
- Hope, D., Gries, C., Zhu, W., Fagan, F. F., Redman, C. L., Grimm, N. B., Nelson, A. L., Martin, C. & Kinzig, A. (2003): Socioeconomics drive urban plant diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA* 100 (15), 8788-8792.
- Hostetler, M. (1999): Scale, birds, and human decisions: a potential for integrative research in urban ecosystems. *Landscape and Urban Planning* 45, 15-19.
- Hostetler, M. & Holling, C. S. (2000): Detecting the scales at which birds respond to structure in urban landscapes. *Urban Ecosystems* 4, 25-54.
- Hostetler, M. & Kowles-Yanet, K. (2003): Land use, scale, and bird distributions in the Phoenix metropolitan area. *Landscape and Urban Planning* 62, 55-68.
- Hostetler, N. E. & McIntyre, M. E. (2001): Effects of urban land use on pollinator (Hymenoptera: Apoidea) communities in a desert metropolis. *Basic and Applied Ecology* 2 (3), 209-217.
- Hötker, H., Bauer, H.-G., Flade, M., Mitschke, A., Sudfeld, C. & Südbeck, P. (2000): Synopse zum zweiten Bericht zur Lage der Vögel in Deutschland - unter besonderer Berücksichtigung der Vögel der Siedlungen. *Vogelwelt* 121, 331-342.
- Hourigan, C. L., Johnson, C. & Robson, S. K. A. (2006): The structure of a micro-bat community in relation to gradients of environmental variation in a tropical urban area. *Urban Ecosystems* 9 (2), 67-82.
- Huste, A., Selmi, S. & Boulinier, T. (2006): Bird communities in suburban patches near Paris: Determinants of local richness in a highly fragmented landscape. *Ecoscience* 13 (2), 249-257.
- Huste, A. & Boulinier, T. (2007): Determinants of local extinction and turnover rates in urban bird communities. *Ecological Applications* 17 (1), 168-180.
- Ignatieva, M., Meurk, C. & Nowell, C. (2000): Urban biotopes: the typical and unique habitats of city environments and their natural analogues. In: *Urban Biodiversity and ecology as a basis for holistic planning and design*. Stewart, G. & Ignatieva, M. (Eds).

Lincoln University International Centre for Nature Conservation Publication Number 1.
Wichliffe Press Ltd, Christchurch, 46-53.

- Ishitani, M., Kotze, D. J. & Niemelä, J. (2003): Changes in carabid beetle assemblages across an urban-rural gradient in Japan. *Ecography* 26 (4), 481-489.
- Isocrono, D., Matteucci, E., Ferrarese, A., Pensi, E. & Piervittori, R. (2007): Lichen colonization in the city of Turin (N Italy) based on current and historical data. *Environmental Pollution* 145, 258-265.
- Jackowiak, B. (1998): The city as a centre for crystallization of the spatio-floristic system. *Phytocoenosis* 10 (N.S.), *Supplementum Cartographiae Geobotanica* 9 Warszawa-Bialowieza, 55-67.
- Jarvis, P.J. & Young, C. (2005): The Mapping of Urban Habitat and its Evaluation. <http://www.ukmaburbanforum.co.uk/publications.htm>, 19 p.
- Jellinek, S., Driscoll, D. A. & Kirkpatrick, J. B. (2004): Environmental and vegetation variables have a greater influence than habitat fragmentation in structuring lizard communities in remnant urban bushland. *Austral Ecology* 29, 294-304.
- Jim, C. Y. (2002): Heterogeneity and differentiation of the tree flora in three major land uses in Guangzhou City, China. *Annals of Forest Science* 59, 107-118.
- Jim, C. Y. & Chen, W. Y. (2008): Pattern and divergence of tree communities in Taipei's main urban green spaces. *Landscape and Urban Planning* 84, 312-323.
- Johnson, C. Y & Zipperer, W. C. (2007): Culture, place and urban growth in the U.S. South. *Urban Ecosystems* 10 (4), 459-474.
- Johnson, J. B., Gates, J. E & Ford, W. M. (2008): Distribution and activity of bats at local and landscape scales within a rural-urban gradient. *Urban Ecosystems* 11, 227-242.
- Johnston, R. F. (2001): Synanthropic birds of North America. In: Marzluff, J. M., Bowman, R. & Donnelly, R. (eds.) *Avian Ecology and Conservation in an Urbanizing World*. Kluwer Academic Press, Norwell, 49-67.
- Johnston, M. (2004): Impacts and Adaptation for Climate Change in Urban Forests. *Proceedings 6th Canadian Urban Forest Conference October 19 -23, 2004, Kelowna, B.C.*, 14 p.
- Jokimäki, J. & Kaisanlahti-Jokimäki, M.-L. (2003): Spatial similarity of urban bird communities: a multiscale approach. *Journal of Biogeography* 30, 1183-1193.
- Jokimäki, J., Kaisanlahti-Jokimäki, M.-L., Sorace, A., Fernandez-Juricic, E., Rodriguez-Prieto, I. & Jimenez, M. D. (2005): Evaluation of the "safe nesting zone" hypothesis across an urban gradient: a multi-scale study. *Ecography* 28, 59-70.
- Kache, P. (2001): Die Besiedlung urbaner Lebensräume durch Kurzflügelkäfer (Coleoptera, Staphylindiae). *Zoologica* 151, 139 pp.
- Kahn, P. H. Jr & Kellert, S. R. (2002): *Children and Nature: Psychological, Sociocultural, and Evolutionary Investigations*. Cambridge, MA, 348 p.
- Kaiser, O. (2007): Bewertung und Entwicklung urbaner Fließgewässer unter aktiver Einbeziehung der Öffentlichkeit (Evaluation and Development of Urban Rivers with Active Public Involvement). *Raumforschung und Raumordnung* 2/2007, 93-108.
- Kalcounis-Rueppell, M. C., Payne, S. R. & Boyko, A. L. (2007): Effects of wastewater treatment plant effluent on bat foraging ecology in an urban stream system. *Biological Conservation* 138 (1-2), 120-130.
- Kanda, M. (2006): Progress in the scale modeling of urban climate: Review. *Theoretical and Applied Climatology* 84, 23-33.
- Kaplan, R. & Kaplan, S. (1989): *The experience of nature: a psychological perspective*. Cambridge University Press, Cambridge, 339 pp.

- Kaplan, R., Kaplan, S. & Ryan, R. L. (1998): With people in mind: design and management of everyday nature. Island Press, Washington, 225 pp.
- Kark, S., Allnutt, T. F., Levin, N., Manne, L. L. & Williams, P. H. (2007a): The role of transitional areas as avian biodiversity centres. *Global Ecology and Biogeography* 16 (2), 187-196.
- Kark, S., Iwaniuk, A., Schalimtzek, A. & Banker, E. (2007b): Living in the city: can anyone become an 'urban exploiter'? *Journal of Biogeography* 34, 638-651.
- Katti, M. & Warren, P. S. (2004): Tits, noise and urban bioacoustics. *Trends in Ecology and Evolution* 19 (3), 109-110.
- Kaupp, A., Brenneisen, S., Klausnitzer, B. & Nagel, P. (2004): Eco-faunistic characteristics of the beetle fauna of vegetated roofs (Insecta: Coleoptera). *Entomologische Blätter* 100 (1), 47-83.
- Kaye, J. P., Groffman, P. M., Grimm, N. B., Baker, L. A. & Pouyat, R. V. (2006): A distinct urban biogeochemistry? *Trends in Ecology and Evolution* 21 (4), 192-199.
- Kays, R. W. & DeWan, A. A. (2004): Ecological impact of inside/outside house cats around a suburban nature preserve. *Animal Conservation* 7, 273-283.
- Kelcey, J. G. & Rheinwald, G. (2005): *Birds in European Cities*. Ginster Verlag, St. Katherinen, 450 pp.
- Kent, M., Stevens, R. A. & Zhang, L. (1999): Urban plant ecology patterns and processes: a case study of the flora of the City of Plymouth, Devon, U.K. *Journal of Biogeography* 26, 1281-1298.
- Kentula, M. E., Gwin, S. E. & Pierson, S. M. (2004): Tracking Changes in Wetlands with Urbanization: Sixteen years of experience in Portland, Oregon, USA. *Wetlands* 24 (4), 734-743.
- Kevin, J. G., Richard, A. F., Alison, L., Charlotte, M., Sinead, P. & Dempsey, N. (2007): Urban domestic gardens (XI): variation in urban wildlife gardening in the United Kingdom. *Biodiversity and Conservation* 16 (11), 3227-3238.
- Kight, C. R. & Swaddle, J. P. (2007): Associations of anthropogenic activity and disturbance with fitness metrics of eastern bluebirds (*Sialia sialis*). *Biological Conservation* 138, 189-197.
- Kim, K. C. & Byrne, L. B. (2006): Biodiversity loss and the taxonomic bottleneck: emerging biodiversity science. *Ecological Research* 21, 794-810.
- King, S. A. & Buckney, R. T. (2002): Invasion of exotic plants in nutrient-enriched urban bushland. *Austral Ecology* 27 (5), 573-583.
- Kingston, N., Lynn, D. E., Martin, J. R. & Waldren, S. (2003): An overview of biodiversity features in Dublin city urban parklands. *Management of Environmental Quality* 14 (5), 556-570.
- Kinzig, A.P., Warren, P., Martin, Ch., Hope, D. & Katti, M. (2005): The effects of Human Socioeconomic Status and Cultural Characteristics on Urban Patterns of Biodiversity. *Ecology and Society* 10 (1), art. 23.
- Kiviat, E. & MacDonald, K. (2004): Biodiversity Patterns and Conservation in the Hackensack Meadowlands, New Jersey. *Urban Habitats* 2 (1), 28-61.
- Kline, J. D., Moses, A. & Alig, R. J. (2001): Integrating Urbanization into Landscape-level Ecological Assessments. *Ecosystems* 4, 3-18.
- Knaap, G-J., Song, Y., Ewing, R. & Clifton, K. (n. d.): Seeing the Elephant: Multi-disciplinary Measures of Urban Sprawl (Working Paper). <http://66.223.94.76/pubs/PubDetail.aspx?pubid=1029>, 46pp.
- Koh, L. P. (2007): Impacts of land use change on South-east Asian forest butterflies: a review. *Journal of Applied Ecology* 44, 703-713.

- Koh, L. P. & Sodhi, N. S. (2004): Importance of reserves, fragments, and parks for butterfly conservation in a tropical urban landscape. *Ecological Applications* 14 (6), 1695-1708.
- Köhler, M. (2006): Long-Term Vegetation Research on Two Extensive Green Roofs in Berlin. *Urban Habitats* 4 (1), 3-26.
- Koleff, P. & Gaston, K. J. (2002): The relationships between local and regional species richness and spatial turnover. *Global Ecology and Biogeography* 11, 363–375.
- Konijnendijk, C. C., Ricard, R. M., Kenney, A. & Randrup, T. B. (2006): Defining urban forestry - A comparative perspective of North America and Europe. *Urban Forestry and Urban Greening* 4, 93-103.
- Körner, S. (2007): Natur in der urbanen Landschaft. *Conturec* 2, 5-14.
- Kowarik, I. (1998): Auswirkungen der Urbanisierung auf Arten und Lebensgemeinschaften - Risiken, Chancen und Handlungsansätze. Bundesamt für Naturschutz, Schriftenreihe für Vegetationskunde Heft 29, 173-190.
- Kowarik, I. (2002): Biologische Invasionen in Deutschland: zur Rolle nichteinheimischer Pflanzen. In: Kowarik, I. & Starfinger, U. (Hrsg.): *Biologische Invasionen. Herausforderung zum Handeln? Neobiota* 1, 5-24.
- Kowarik, I. (2005): Wild urban woodlands: Towards a conceptual framework. In: Kowarik, I. & Körner, S. (eds.): *Wild urban woodlands. New perspectives for urban forestry*. Springer, Heidelberg, 1-32.
- Kowarik, I. & Körner, S. (eds.) (2005): *Wild urban woodlands. New perspectives for urban forestry*. Springer, Heidelberg, 299 p.
- Kowarik, I. & Langer, A. (2005): Natur-Park Südgelände: Linking conservation and recreation in an abandonend rail yard in Berlin. In: Kowarik, I. & Körner, S. (eds.): *Wild urban woodlands. New perspectives for urban forestry*. Springer, Heidelberg, 287-299.
- Kowarik, I. & Säumel, I. (2007): Biological Flora of Central Europe: *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*. 8 (4): 207-237
- Krausch, H.-D. (2005): Diversität der Zierpflanzen in Dörfern und Städten. *Conturec* 1, 59-70.
- Kristan, W. B., III, Boarman, W. I. & Crayon, J. J. (2004): Diet composition of common ravens across the urban-wildland interface of the West Mojave Desert. *Wildlife Society Bulletin* 32, 244-253.
- Kübler, S. (2005): Nahrungsökologie stadtlebender Vogelarten entlang eines Urbangradienten. Diss. Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät I der Humboldtuniversität zu Berlin, 240 S.
- Kübler, S. & Zeller, U. (2005): The Kestrel (*Falco tinnunculus* L.) in Berlin: Feeding Ecology along an Urban Gradient. *Die Erde* 136 (2), 153-164.
- Kühn, I. & Klotz, S. (2006): Urbanization and homogenization - Comparing the floras of urban and rural areas in Germany. *Biological Conservation* 127, 292-300.
- Kühn, I., Brandl, R. & Klotz, S. (2004): The flora of German cities is naturally species rich. *Evolutionary Ecology Research* 6, 749-764.
- Kupfer, J. A., Malanson, G. P. & Franklin, S. B. (2004): Identifying the biodiversity research needs related to forest fragmentation. Report for the National Commission on Science for Sustainable Forestry (NCSSF), 216 pp.
- La Sorte, F. A. & McKinney, M. L. (2006): Compositional similarity and the distribution of geographical range size for assemblages of native and non-native species in urban floras. *Diversity and Distribution* 12, 679-686.
- La Sorte, F. A., McKinney, M. L. & Pysek, P. (2007): Compositional similarity among urban floras within and across continents: biogeographical consequences of human-mediated interchange. *Global Change Biology* 13, 913-921.

- Lackey, R. T. (2007): Science, Scientists, and Policy Advocacy. *Conservation Biology* 21 (1), 12-17.
- Lake, J. C. & Leishman, M. R. (2004): Invasion success of exotic plants in natural ecosystems: the role of disturbance, plant attributes and freedom from herbivores. *Biological Conservation* 117, 215-226.
- Landolt, E. (2000): Some results of a floristic inventory within the city of Zürich (1984-1988). *Preslia* 72, 441-445.
- Larsen, R. S., Bell, J. N., James, P. W., Chimonides, P. J., Rumsey, F. J., Tremper, A. & Purvis, O. W. (2007): Lichen and bryophyte distribution on oak in London in relation to air pollution and bark acidity. *Environmental Pollution* 146, 332-340.
- Lauber, T. B., Anthony, M. L. & Knuth, B. A. (2001): Gender and Ethical Judgments About Suburban Deer Management. *Society and Natural Resources* 14, 571-583.
- Lee, N. & Rudd, H. (2003): Conserving Biodiversity In Greater Vancouver: Indicator Species and Habitat Quality. The Biodiversity Conservation Strategy for the Greater Vancouver Region. Environment Canada, Province of British Columbia, Greater Vancouver Regional District, BIEAP/FREMP, 2nd Edition, 65 pp.
- Lee, P-F., Ding, T-S., Hsu, F-H. & Geng, S. (2004): Breeding bird species richness in Taiwan: distribution on gradients of elevation, primary productivity and urbanization. *Journal of Biogeography* 31, 307-314.
- Lehvävirta, S. & Rita, H. (2002): Natural regeneration of trees in urban woodlands. *Journal of Vegetation Science* 13, 57-66.
- Lenth, B. A., Knight, R. L. & Gilgert, W. C. (2006): Conservation value of clustered housing developments. *Conservation Biology* 20 (5), 1445-1456.
- Lenzin, H., Erismann, C., Kissling, M., Gilgen, A. K. & Nagel, P. (2004): Häufigkeit und Ökologie ausgewählter Neophyten in der Stadt Basel (Schweiz). *Tuexenia* 24, 359-371.
- Lepczyk, C. A., Mertig, A. G. & Liu, J. (2003): Landowners and cat predation across rural-to-urban landscapes. *Biological Conservation* 115, 191-201.
- Lepczyk, C. A., Mertig, A. G. & Liu, J. (2004): Assessing Landowner Activities Related to Birds Across Rural-to-Urban Landscapes. *Environmental Management* 33 (1), 110-125.
- Lepczyk, C. A., Flather, C. H., Radeloff, V. C., Pidgeon, A. M., Hammer, R. B. & Liu, J. (2008): Human Impacts on Regional Avian Diversity and Abundance. *Conservation Biology* 22 (2), 405-416.
- Lesinski, G., Fuszara, E. & Kowalski, M. (2000): Foraging areas and relative density of bats (Chiroptera) in differently human transformed landscapes. *Zeitschrift für Säugetierkunde* 65, 129-137.
- Leston, L. F. V. & Rodewald, A. D. (2006): Are urban forests ecological traps for understory birds? An examination using Northern cardinals. *Biological Conservation* 131, 566-574.
- Leveau, L. M. & Leveau, C. M. (2004): Comunidades de aves en un gradiente urbano de la ciudad de Mar del Plata, Argentina. *Hornero* 19 (1), 13-21.
- Lichtenberger, E. (1998): Stadtökologie und Sozialgeographie. In: Sukopp, H. & Wittig, R. (eds.): *Stadtökologie*. Gustav Fischer, Stuttgart, 13-48.
- Lim, H. C. & Sodhi, N. S. (2004): Responses of avian guilds to urbanization in a tropical city. *Landscape and Urban Planning* 66, 199-215.
- Loeb, R. E. (2006): A comparative flora of large urban parks: intraurban and interurban similarity in the megalopolis of the northeastern United States. *Journal of the Torrey Botanical Society* 133 (4), 601-625.
- Löfvenhaft, C., Björn, C. & Ihse, M. (2002): Biotope patterns in urban areas: a conceptual model integrating biodiversity issues in spatial planning. *Landscape and Urban Planning* 58, 223-240.

- Loppi, S., Ivanov, D. & Boccardi, R. (2002): Biodiversity of epiphytic lichens and air pollution in the town of Siena (Central Italy). *Environmental Pollution* 116, 123-128.
- Lopus, S. (2005): Habitat Occupancy by Carnivorous Species in Relation to Urbanization. *Carnivore Habitat*, 13 pp.
- Loram, A., Tratalos, J., Warren, P. H. & Gaston, K. J. (2007): Urban domestic gardens (X): the extent & structure of the resource in five major cities. *Landscape Ecology* 22, 601-615.
- Losey, J. E., Perlman, J. E. & Hoebeke, R. E. (2007): Citizen scientist rediscovers rare nine-spotted lady beetle, *Coccinella novemnotata*, in eastern North America. *Journal of Insect Conservation* 11, 415-417.
- Luck, G. W. (2007): A review of the relationships between human population density and biodiversity. *Biological Reviews* 82, 607-645.
- Luck, G. W., Ricketts, T. H., Daily, G. C. & Imhoff, M. (2004): Alleviating spatial conflict between people and biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 101 (1), 182-186.
- Lundholm, J. T. (2006): Green Roofs and Facades: A Habitat Template Approach. *Urban Habitats* 4 (1), 87-101.
- Lundholm, J. T. & Marlin, A. (2006): Habitat origins and microhabitat preferences of urban plant species. *Urban Ecosystems* 9 (6), 139-159.
- Luniak, M. (2004): Synurbization - adaptation of animal wildlife to urban development. In: Shaw et al. (eds.) *Proceedings 4th International Urban Wildlife Symposium*, 50-55.
- Luniak, M. (2008): Fauna of the big city - estimating species richness and abundance in Warsaw, Poland. In: Marzluff, J. M., et al. (eds.): *Urban Ecology. An International Perspective on the Interaction Between Humans and Nature*. New York, Springer, 349-354.
- Luther, M., Gruehn, D. & Kenneweg, H. (2002): Die Bedeutung von Freiräumen und Grünflächen für den Wert von Grundstücken und Immobilien. *Zwischenbericht*. Technische Universität Berlin, Arbeitsmaterialien zur Landschaftsplanung 25, 180 S.
- Ma, J. & Liu, Q. (2003): Flora of Beijing. An overview and suggestions for future research. *Urban Habitats* 1 (1), 30-44.
- Mabelis, A. A. (2005): Green infrastructure of a city and its biodiversity: take Warsaw as an example. *Fragmenta Faunistica* 48 (2), 231-247.
- Mack, R. N. & Lonsdale, W. M. (2001): Humans as global plant dispersers: Getting more than we bargained for. *Bioscience* 51 (2), 95-102.
- MacLeod, R., Barnett, P., Clark, J. & Cresswell, W. (2006): Mass-dependent predation risk as a mechanism for house sparrow declines? *Biology Letters* 2, 43-46.
- Maestas, J. D. & Knight, R. L. & Gilgert, W. C. (2003): Biodiversity across a Rural Land-Use Gradient. *Conservation Biology* 17 (5), 1425-1434.
- Magura, T., Tothmeresz, B. & Molnar, T. (2004): Changes in carabid beetle assemblages along an urbanisation gradient in the city of Debrecen, Hungary. *Landscape Ecology* 19, 747-759.
- Manhães, M. A. & Lours-Ribeiro, A. (2005): Spatial Distribution and Diversity of Bird Community in an Urban Area of Southeast Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 48 (2), 285-294.
- Mannan, R. W., Mannan, N. R., Schmidt, C. A., Estes-Zumpf, W. A. & Boal, C. W. (2007): Influence of Natal Experience on Nest-Site Selection by Urban-Nesting Cooper's Hawks. *Journal of Wildlife Management* 71 (1), 64-68.
- Mannan, R. W., Steidl, R. J. & Boal, C. W. (2008): Identifying habitat sinks: a case study of Cooper's hawks in an urban environment. *Urban Ecosystems* 11, 141-148.

- Marchetti, M. P., Lockwood, J. L. & Light, T. (2006): Effects of urbanization on California's fish diversity: Differentiation, homogenization and the influence of spatial scale. *Biological Conservation* 127, 310-318.
- Martin, C. A. & Stabler, L. B. (2004): Urban Horticultural Ecology: Interactions between Plants, People and the physical Environment. *Acta Horticulturae* 639, 97-102.
- Martin, C. A., Warren, P. S., Kinzig, A. P. (2004): Neighborhood socioeconomic status is a useful predictor of perennial landscape vegetation in residential neighborhoods and embedded small parks of Phoenix, AZ. *Landscape and Urban Planning* 69, 355-368.
- Marzluff, J. M. (2001): Worldwide urbanization and its effects on birds. In: Marzluff, J.M., Bowman, R & Donnelly, R. (eds.): *Avian Conservation and Ecology in an Urbanizing World*. Kluwer Academic Press, Norwell, 21-47.
- Marzluff, J. M., Bowman, R. & Donnelly, R. (eds.) (2001a): *Avian Ecology and Conservation in an Urbanizing World*. Kluwer Academic Press, Norwell, 585 pp.
- Marzluff, J. M. & Bowman, R. & Donnelly, R. (2001b): A historical perspective on urban bird research: trend, terms, and approaches. In: Marzluff, J.M., Bowman, R & Donnelly, R. (eds.): *Avian Conservation and Ecology in an Urbanizing World*. Kluwer Academic Press, Norwell, 1-18.
- Marzluff, J. M. & Ewing, K. (2001): Restoration of Fragmented Landscapes for the Conservation of Birds: A General Framework and Specific Recommendations for Urbanizing Landscapes. *Restoration Ecology* 9 (3), 280-292.
- Marzluff, J. M., Shulenberger, E., Endlicher, W., Alberti, M., Bradley, G., Ryan, G., Simon, U. & ZumBrunnen, C. (eds.) (2008): *Urban Ecology. An International Perspective on the Interaction Between Humans and Nature*. Springer, New York, 807 pp.
- Marzluff, J. M., Withey, J. C., Whittaker, J. C., Oleyar, M. D., Unfried, T. M., Rullman, S. & DeLap, J. (2007): Consequences of Habitat Utilization by Nest Predators and Breeding Songbirds across Multiple Scales in an Urbanizing Landscape. *Condor* 109 (3), 516-534.
- Mason, J., Moorman, C., Hess, G. & Sinclair, K. (2004): Designing urban greenways to provide habitat for forest-breeding birds. *Landscape and Urban Planning* 80, 153-164.
- Mazerolle, M. J., & Villard, M. (1999): Patch characteristics and landscape context as predictors of species presence and abundance: A review. *Ecoscience* 6 (1), 117-124.
- McCaffrey, R. E. (2005): Using Citizen Science in Urban Bird Studies. *Urban Habitats* 3 (1), 70-86.
- McCarthy, T. M. & Seavoy, R. J. (1994): Reducing Nonsport Losses Attributable to Food Conditioning: Human and Bear Behavior Modification in an Urban Environment. *International Conf. Bear Res. and Manage.* 9 (1), 75-84.
- McConnachie, M. M., Shackleton, C. M. & McGregor, G. K. (2008): The extent of public green space and alien plant species in 10 small towns of the Sub-Tropical Thicket Biome, South Africa. *Urban Forestry & Urban Greening* 7 (1). pp. 1-13.
- McDonnell, M. J., Pouyat, R. V., Pickett, S. T. A. & Zipperer, W. C. (1997): Ecosystem processes along urban-to-rural gradients. *Urban Ecosystems* 1, 21-36.
- McIntyre, N. E. (1999): Influences of urban land use on the frequency of scorpion stings in the Phoenix, Arizona, metropolitan area. *Landscape and Urban Planning* 45 (1), 47-55.
- McIntyre, N. E. (2000): Ecology of urban arthropods: a review and a call to action. *Annals of the Entomological Society of America* 93 (4), 825-835.
- McIntyre, N. E. & Hostetler, M. E. (2001): Effects of urban land use on pollinator (Hymenoptera: Apoidea) communities in a desert metropolis. *Basic and Applied Ecology* 2 (3), 209-217.

- McIntyre, N. E., Knowles-Yáñez, K. & Hope, D. (2000): Urban ecology as an interdisciplinary field: differences in the use of "urban" between the social and natural sciences. *Urban Ecosystems* 4 (1), 5-24.
- McIntyre, N. E., Rango, J., Fagan, W. F. & Faeth, S. H. (2001): Ground arthropod community structure in a heterogeneous urban environment. *Landscape and Urban Planning* 52 (4), 257-274.
- McKendry, I. G. (2003): Applied climatology. *Progress in Physical Geography* 27 (4), 597-606.
- McKinney, M. L. (2002): Urbanization, biodiversity, and conservation. *BioScience* 52 (10), 883-890.
- McKinney, M. L. (2004a): Citizens as Propagules for Exotic Plants: Measurement and Management Implications. *Weed Technology* 18, 1480-1483.
- McKinney, M. L. (2004b): Measuring floristic homogenization by non-native plants in North America. *Global Ecology and Biogeography* 13 (1), 47-53.
- McKinney, M. L. (2006a): Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation* 127 (3), 247-260.
- McKinney, M. L. (2006b): Correlated non-native species richness of birds, mammals, herptiles and plants: scale effects of area, human population and native plants. *Biological Invasions* 8, 415-425.
- McKinney, M. L. (2008): Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. *Urban Ecosystems*, online early.
- McKinney, R. A., McWilliams, S. R. & Charpentier, M. A. (2006): Waterfowl-habitat associations during winter in an urban North Atlantic estuary. *Biological Conservation* 132 (2), 239-249.
- McMillan, A., Bagley, M., Jackson, S. & Nacci, D. (2006): Genetic diversity and structure of an estuarine fish (*Fundulus heteroclitus*) indigenous to sites associated with a highly contaminated urban harbor. *Ecotoxicology* 15 (6), 539-548.
- Melles, S. J. (2005): Urban Bird Diversity as an Indicator of Human Social Diversity and Economic Inequality in Vancouver, British Columbia. *Urban Habitats* 3 (1), 25-48.
- Melles, S., Glenn, S. & Martin, K. (2003): Urban Bird Diversity and Landscape Complexity: Species-environment Associations Along a Multiscale Habitat Gradient. *Conservation Ecology* 7 (1), 5.
- Mennechez, G. & Clergeau, P. (2006): Effect of urbanisation on habitat generalists: starlings not so flexible? *Acta Oecologica* 30, 182-191.
- Meshaka, W. E., Smith, H. T., Golden, E., Moore, J. A., Fitchett, S., Cowan, E. M., Engeman, R. M., Sekscienski, S. R. & Cress, H. L. (2007): Green Iguanas (*Iguana iguana*): the unintended consequence of sound wildlife management practices in a South Florida park. *Herpetological Conservation and Biology* 2 (2), 149-156.
- Meurk, C. D. & Swaffield, S. R. (2007): Cities as complex landscapes: Biodiversity opportunities, landscape configurations and design directions. *New Zealand Garden Journal* 10 (1), 10-20.
- Millennium Ecosystem Assessment (2005): Millennium Ecosystem Assessment. *Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis*. World Resources Institute, Washington, DC., 100 pp.
- Miller, J. R. (2005): Biodiversity conservation and the extinction of experience. *Trends in Ecology and Evolution* 20 (8), 430-434.
- Miller, J. R. (2006): Restoration, reconciliation, and reconnecting with nature nearby. *Biological Conservation* 127, 356-361.

- Miller, J. R. (2008): Conserving biodiversity in metropolitan landscapes. A matter of scale (but which scale?). *Landscape Journal* 27 (1), 114-126.
- Miller, J. R. & Hobbs, R. J. (2002): Conservation where people live and work. *Conservation Biology* 16 (2), 330-337.
- Miyashita, T., Shinkai, A. & Chida, T. (1998): The effects of forest fragmentation on web spider communities in urban areas. *Biological Conservation* 86, 357-364.
- Moore, A. A. & Palmer, M. A. (2005): Invertebrate biodiversity in agricultural and urban headwater streams: implications for conservation and management. *Ecological Applications* 15 (4), 1169-1177.
- Moraczewski, I. R. & Sudnik-Wójcikowska, B. (2007): Polish urban flora: conclusions drawn from Distribution Atlas of Vascular Plants in Poland. *Annales Botanici Fennici* 44, 170-180.
- Morrison, L. W. (2002): Long-term impacts of an arthropod community invasion by the imported Fire ant, *Solenopsis invicta*. *Ecology* 83, 2337-2345.
- Morrison, L. W. & Porter, S. D. (2003): Positive association between densities of the red imported fire ant, *Solenopsis invicta*, and generalized ant and arthropod diversity. *Environmental Entomology* 32 (3), 548-554.
- Mörtberg, U. (2001): Resident bird species in urban forest remnants; landscape and habitat perspectives. *Landscape Ecology* 16, 193-203.
- Mörtberg, U. (2004): Landscape Ecological Analysis and Assessment in an Urbanising Environment - Forest Birds as Biodiversity Indicators. Diss. Department of Land and Water Resources Engineering Stockholm: TRITA-LWR PHD Nr.: 1012, 50.
- Mörtberg, U. & Wallentinus, H.-G. (2000): Red-listed forest bird species in an urban environment - assessment of green space corridors. *Landscape and Urban Planning* 50, 215-226.
- Mosyakin, S. L. & Yavorska, O. G. (2002): The Nonnative Flora of the Kiev (Kyiv) Urban Area, Ukraine: A Checklist and Brief Analysis. *Urban Habitats* 1 (1), 45-65.
- Müller, N. (1998): Assessment of habitats for natural conservation in Japanese cities - procedure of a pilot study on biotope mapping in the urban agglomeration of Tokyo. In: J. Breuste, H. Feldmann & O. Ohlmann (eds), *Urban ecology*, Springer, Berlin, 631-635.
- Müller, N. (2003): Woher stammen die erfolgreichsten Stadtpflanzen – ein Vergleich von Großstädten der alten und neuen Welt. *Nürtinger Hochschulschriften* 20, 107 – 130.
- Müller, N. (2005): Biologischer Imperialismus - zum Erfolg von Neophyten in Großstädten der alten und neuen Welt. *Artenschutzreport Heft* 18, 49-63.
- Müller, N. & Abendroth, S. (2007): Biodiversität der Siedlungen. Empfehlungen für die Nationale Strategie zur Biologischen Vielfalt in Deutschland. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 39 (4), 114-118.
- Müller, N. & Fujiwara, K. (1998): Biotope Mapping and Nature Conservation in Cities, Part 2: Results of Pilot Study in the Urban Agglomeration of Tokyo. *Bulletin of the Institute of Environmental Science and Technology* 24 (1), 97-119.
- Muratet, A., Machon, N., Jiguet, F., Moret, J. & Porcher, E. (2007): The Role of Urban Structures in the Distribution of Wasteland Flora in the Greater Paris Area, France. *Ecosystems* 19 (4), 661-671.
- Murgui, E. (2007): Effects of seasonality on the species-area relationship: a case study with birds in urban parks. *Global Ecology and Biogeography* 16, 319-329.
- Murgui, E. & Valentin, A. (2003): Relación entre las características del paisaje urbano y la comunidad de aves introducidas en la ciudad de Valencia (España). *Ardeola* 50 (2), 201-214.

- Nagel, P., Smrekar, G. & Haag-Wackernagel, D. (2001): Use of feral pigeon eggs for urban biomonitoring. *Fresenius Environmental Bulletin* 10 (1), 18-25.
- Nakamura, A., Morimoto, Y. & Mizutani, Y. (2005): Adaptive management approach to increasing the diversity of a 30-year-old planted forest in an urban area of Japan. *Landscape and Urban Planning* 70, 291-300.
- Nakamura, T. & Short, K. (2001): Land-use planning and distribution of threatened wildlife in a city of Japan. *Landscape and Urban Planning* 53, 1-15.
- Nelson, G. C. & Nelson, S. M. (2001): Bird and butterfly communities associated with two types of urban riparian areas. *Urban Ecosystems* 5 (2), 95-108.
- Nelson, G. C., Bennett, E., Berhe, A. A., Cassman, K., DeFries, R., Dietz, T., Dobermann, A., Dobson, A., Janetos, A., Levy, M., Marco, D., Nakicenovic, N., O'Neill, B., Norgaard, R., Petschel-Held, G., Ojima, D., Pingali, P., Watson, R. & Zurek, M. (2006): Anthropogenic Drivers of Ecosystem Change: an Overview. *Ecology and Society* 11 (2), art. 29.
- Neumann, M. (2005): The Compact City Fallacy. *Journal of Planning Education and Research* 25, 11-26.
- New, T. R. & Sands, D. P. A. (2002): Conservation concerns for butterflies in urban areas of Australia. *Journal of Insect Conservation* 6, 207-215.
- Niemelä, J. (1999): Ecology and urban planning. *Biodiversity and Conservation* 8, 119-131.
- Niemelä J., Kotze, J., Ashworth, A., Brandmayr, P., Desender K., New, T., Penev L., Samways, M. & Spence J. 2000. The search for common anthropogenic impacts on biodiversity: a global network. *Journal of Insect Conservation* 4, 3–9.
- Niemelä, J., Kotze, D. J., Venn, S., Penev, L., Stoyanov, I., Spence, J., Hartley, D. & Montes de Oca, E. (2002): Carabid beetle assemblages (Coleoptera, Carabidae) across urban-rural gradients: an international comparison. *Landscape Ecology* 17 (5), 387-401.
- Nilon, C. H., Berkowitz, A. R. & Hollweg, K. S. (2003): Introduction: ecosystem understanding is a key to understanding cities. In: Berkowitz, A. R., Nilon, C. H. & Hollweg, K. S. (eds.), *Understanding urban ecosystems - A new frontier for science and education*, Springer, New York, 1-13.
- Noel, S., Ouellet, M., Galois, P. & Lapointe, F.-J. (2007): Impact of urban fragmentation on the genetic structure of the eastern red-backed salamander. *Conservation Genetics* 8 (3), 599-606.
- Oberndorfer, E., Lundholm, J., Bass, B., Coffman, R. R., Doshi, H., Dunnett, N., Gaffin, S., Köhler, M., Liu, K. K.Y. & Rowe, B. (2007): Green Roofs as Urban Ecosystems: Ecological Structures, Functions, and Services. *BioScience* 57 (10), 823-833.
- Olden, J. D. & Poff, N. L. (2003): Toward a Mechanistic Understanding and Prediction of Biotic Homogenization. *The American Naturalist* 162, 442-460.
- Olden, J. D., Poff, N. L. & McKinney, M. L. (2006): Forecasting faunal and floral homogenization associated with human population geography in North America. *Biological Conservation* 127, 261-271.
- Olden, J. D. & Rooney, T. P. (2006): On defining and quantifying biotic homogenization. *Global Ecology and Biogeography* 15, 113-120.
- Osawa, S., Yamashita, H., Mori, S. & Ishikawa, M. (2004): The preparing of biotope mapping in a municipal scale by using Kamakura City as a case study. *Journal of the Japanese Institute of Landscape Architecture* 67 (5), 581-586 (only English abstract).
- Palmer, M. W. (2006): Scale dependence of native and alien species richness in North American floras. *Preslia* 78, 427-436.
- Palomino, D. & Carrascal, L. M. (2005): Birds on novel island environments. A case study with the urban avifauna of Tenerife (Canary Islands). *Ecological Research* 20 (5), 611-617.

- Palomino D. & Carrascal, L. M. (2006): Urban influence on birds at a regional scale: A case study with the avifauna of northern Madrid province. *Landscape and Urban Planning* 77, 276-290.
- Palomino, D. & Carrascal, L. M. (2007): Threshold distances to nearby cities and roads influence the bird community of a mosaic landscape. *Biological Conservation* 140, 100-109.
- Pandit, R. & Laband, D. N. (2005): A global analysis of the impact of human concentration on species fragility. 7th International BIOECON Conference on Economics and the Analysis of Ecology and Biodiversity Kings College Cambridge, 20-21 September 2005, 15 pp.
- Park, C.-R. & Lee, W.-S. (2000): Relationship between species composition and area in breeding birds of urban woods in Seoul, Korea. *Landscape and Urban Planning* 51, 29-36.
- Parker, T. S. (2006): Habitat And Landscape Characteristics That Influence Population Density And Behavior Of Gray Squirrels In Urban Areas. Diss. Faculty of the Graduate School University of Missouri-Columbia, 113pp.
- Parris, K. M. (2006): Urban amphibian assemblages as metacommunities. *Journal of Animal Ecology* 75, 757-764.
- Parris, K. M. & Hazell, D. L. (2005): Biotic effects of climate change in urban environments: The case of the grey-headed flying-fox (*Pteropus poliocephalus*) in Melbourne, Australia. *Biological Conservation* 124, 267-276.
- Parsons, H., Major, R. E. & French, K. (2006): Species interactions and habitat associations of birds inhabiting urban areas of Sidney, Australia. *Austral Ecology* 31, 217-227.
- Partecke, J., Van'tHof, T. & Gwinner, E. (2004): Differences in the timing of reproduction between urban and forest European blackbirds (*Turdus merula*): result of phenotypic flexibility or genetic differences? *Proceedings of the Royal Society London B* 271, 1995-2001.
- Partecke, J., Van't Hof, T. J. & Gwinner, E. (2005): Underlying physiological control of reproduction in urban and forest-dwelling European blackbirds *Turdus merula*. *Journal of Avian Biology* 36, 295-305.
- Pauchard, A., Aguayo, M., Peña, E. & Urrutia, R. (2006): Multiple effects of urbanization on the biodiversity of developing countries: The case of a fast-growing metropolitan area (Concepción, Chile). *Biological Conservation* 127, 272-281.
- Paul, J. M. & Meyer, J. L. (2001): Streams in the Urban Landscape. *Annual Review of Ecology and Systematics* 32, 333-365.
- Pautasso, M. (2007): Scale dependence of the correlation between human population presence and vertebrate and plant species richness. *Ecology Letters* 10, 16-24.
- Pautasso, M. & McKinney, M. L. (2007): The Botanist Effect Revisited: Plant Species Richness, County Area, and Human Population Size in the United States. *Conservation Biology* 21 (5), 1333-1340.
- Pellet, J., Guisan, A. & Perrin, N. (2004): A concentric analysis of the impact of urbanization on the threatened European tree frog in an agricultural landscape. *Conservation Biology* 18 (6), 1599-1606.
- Perdersen, Å. Ø., Nyhuus, S., Blindheim, T. & Wergeland Krog, O. M. (2004): Implementation of a GIS-based management tool for conservation of biodiversity within the municipality of Oslo, Norway. *Landscape and Urban Planning* 68 (4), 429-438.
- Petersen, L. K., Lyytimäki, J., Normander, B., Hallin-Pihlatie, L., Bezak, P., Cil, A., Varjopuro, R., Münier, B. & Hulst, N. (2007): A long-term biodiversity, ecosystem and awareness research network. Urban lifestyle and urban biodiversity. ALTER-Net Project no. GOCE-CT-2003-505298. Revision 1.0, www.alter-net.info, 41 p.

- Phillips, J., Nol. E., Burke, D. & Dunford, W. (2005): Impacts of housing developments on wood thrush nesting success in hardwood forest fragments. *The Condor* 107 (1), 97.
- Piechocki, R. (2007): Genese der Schutzbegriffe. 11.-Biodiversitätsschutz (um 1990). *Natur und Landschaft* 82 (11), 514-515.
- Pickett, S.T.A., Burch, W.R., Dalton, S.E., Foresman, T.W., Grove, J.M. & Rowntree, R. (1997): A conceptual framework for the study of human ecosystems in urban areas. *Urban Ecosystems* 1 (4), 185-199.
- Pickett, S. T. A. & Cadenasso, M. L. (2006): Advancing urban ecological studies: Frameworks, concepts, and results from the Baltimore Ecosystem Study. *Austral Ecology* 31 (2), 114–125.
- Pickett, S. T. A., Cadenasso, M. L., Grove, J. M., Nilon, C. H., Pouyat, R. V., Zipperer, W. C. & Costanza, R. (2001): Urban Ecological Systems: Linking Terrestrial Ecological, Physical, and Socioeconomic Components of Metropolitan Areas. *Annual Review of Ecology and Systematics* 32, 127-57.
- Platt, A. & Lill, A. (2006): Composition and conservation value of bird assemblages of urban 'habitat islands': Do pedestrian traffic and landscape variables exert an influence? *Urban Ecosystems* 9 (2), 83-97.
- Plowes, R. M., Dunn, J. G. & Gilbert, L.E. (2007): The urban fire ant paradox: native fire ants persist in an urban refuge while invasive fire ants dominate natural habitats. *Biological Invasions* 9 (7), 825-836.
- Posa, M. R. C. & Sodhi, N. S. (2006): Effects of anthropogenic land use on forest birds and butterflies in Subic Bay, Philippines. *Biological Conservation* 129, 256-270.
- Prange, S., Gehrt, S. D. & Wiggers, E. P. (2004): Influences of anthropogenic resources on raccoon (*Procyon lotor*) movements and spatial distribution. *Journal of Mammalogy* 85 (3), 483-490.
- Price, S. J., Dorcas, M. E., Gallant, A. L., Klaver, R. W. & Willson, J. D. (2006): Three decades of urbanization: Estimating the impact of land-cover change on stream salamander populations. *Biological Conservation* 133, 436-441.
- Prior, K. A. & Gibbs, H. L. & Weatherhead, P. J. (1997): Population Genetic Structure in the Black Rat Snake: Implications for Management. *Conservation Biology* 11 (5), 1147-1158.
- Proulx, G., Aubry, K., Birks, J., Buskirk, S., Fortin, C., Frost, H., Krohn, W., Mayo, L., Monakhov, V., Payer, D., Saeki, M., Santos-Reis, M., Weir, R. & Zielinski, W. (2005): World Distribution and Status of the Genus *Martes* in 2000. In: Harrison, D. J., Fuller, A. K. & Proulx, G.: *Martens and Fishers (Martes) in Human-Altered Environments An International Perspective*, 21-76.
- Pysek, P. (1993): Factors affecting the diversity of flora and vegetation in central European settlements. *Vegetatio* 106, 89-100.
- Pysek, P. (1998): Alien and native species in central European urban floras: a quantitative comparison. *Journal of Biogeography* 25, 155-163.
- Pysek, P., Chocholouskova, Z., Pysek, A., Jrosik, V., Chytry, M. & Tichy, L. (2004): Trends in species diversity and composition of urban vegetation over three decades. *Journal of Vegetation Sciences* 15, 781-788.
- Radeloff, V. C., Hammer, R. B. & Stewart, S. I. (2005): Rural and suburban sprawl in the U.S. Midwest from 1940 to 2000 and its relation to forest fragmentation. *Conservation Biology* 19, 793-805.
- Radeloff, V. C., Hammer, R. B., Stewart, S. I., Fried, J. S., Holcomb, S. S. & McKeefry, J. F. (2005): The wildland-urban interface in the United States. *Ecological Applications* 15 (3), 799-805.

- Rainio, J. & Niemelä, J. (2003): Ground Beetles (Coleoptera: Carabidae) as Bioindicators. *Biodiversity and Conservation* 12, 487-506.
- Rango, J. J. (2005): Arthropod communities on creosote bush (*Larrea tridentata*) in desert patches of varying degrees of urbanization. *Biodiversity and Conservation* 14, 2185-2206.
- Ranta, P. (2001): Changes in urban lichen diversity after a fall in sulphur dioxide levels in the city of Tampere, SW Finland. *Annales Botanici Fennici* 38, 295-304.
- Reale, J. A. & Blair, R. B. (2005): Nesting Success and life-History Attributes of Bird Communities Along an Urbanization Gradient. *Urban Habitats* 3 (1), 1-23.
- Reichholf, J. H. (2007): *StadtNatur. oekom, München*, 318 S.
- Reidl, K., Schemel, H.-J. & Blinkert, B. (2007): Naturerfahrungsräume - Ein Ansatz zur Naturvermittlung in Stadtgebieten. *Conturec* 2, 141-152.
- Reynaud, P. A. & Thioulouse, J. (2000): Identification of birds as biological markers along a neotropical urban-rural gradient (Cayenne, French Guiana), using co-inertia analysis. *Journal of Environmental Management* 59, 121-140.
- Rhodes, M., Wardell-Johnson, G. W., Rhodes, M. P. & Raymond, B. (2006): Applying Network Analysis to the Conservation of Habitat Trees in Urban Environments: a Case Study from Brisbane, Australia. *Conservation Biology* 20 (3), 861-870.
- Rhodes, R. J., Wiegand, T., McAlpine, C. A., Callaghan, J., Lunney, D., Bowen, M. & Possingham, H. P. (2006): Modelling Species' Distribution to Improve Conservation in Semiurban Landscapes: Koala Case Study. *Conservation Biology* 20 (2), 449-459.
- Rice, W. R. & Sax, D. F. (2005): Testing Fundamental Evolutionary Questions at Large Spatial and Demographic Scales - Species Invasions as an Underappreciated Tool. In: Sax, D. F., Stachowicz, J. J. & Gaines, S. D., (eds.) *Species Invasions: Insights into Ecology, Evolution and Biogeography*. Sinauer Associates, Sunderland, MA, 291-308.
- Richardson, D. M., van Wilgen, B. W., Higgins, S. I., Trinder-Smith, T. H., Cowling, R. M. & McKell, D. H. (1996): Current and future threats to plant biodiversity on the Cape Peninsula, South Africa. *Biodiversity and Conservation* 5 (5), 607-647.
- Ricketts, T. & Imhoff, M. (2003): Biodiversity, urban areas, and agriculture: locating priority ecoregions for conservation. *Conservation Ecology* 8 (2), art. 1.
- Ricotta, C., Celesti Grapow, L., Avena, G. & Blasi, C. (2001): Topological analysis of the spatial distribution of plant species richness across the city of Rome (Italy) with the echelon approach. *Landscape and Urban Planning* 57 (2), 69-76.
- Ries, L., Debinski, D. M. & Wieland, M. L. (2001): Conservation value of roadside prairie restoration to butterfly communities. *Conservation Biology* 15 (2), 401-411.
- Riley, S. P. D., Busteed, G. T., Kats, L. B., Vandergon, T. L., Lee, L. F. S., Dagit, R. G., Kerby, J. L., Fisher, R. N. & Sauvajot, R. M. (2005): Effects of Urbanization on the Distribution and Abundance of Amphibians and Invasive Species in Southern California Streams. *Conservation Biology* 19, 1894-1907.
- Riley, S. P. D., Sauvajot, R. M., Fuller, T. K., York, E. C., Kamradt, D. A., Bromley, C. & Wayne, R. K. (2003): Effects of Urbanization and Habitat Fragmentation on Bobcats and Coyotes in Southern California. *Conservation Biology* 17 (2), 566-576.
- Risely, K., Noble, D. G. & Baillie, S. R. (2008): *The Breeding Bird Survey 2007*. British Trust for Ornithology (BTO) Research Report 508, 21 p.
- Roberts, D. & Ayre, D. J. & Wheland R. J. (2007): Urban Plants as Genetic Reservoirs or Threats to the Integrity of Bushland Plant Populations. *Conservation Biology* 21 (3), 842-852.

- Rodewald, A. D. & Shustack, D. P. (2008): Urban flight: understanding individual and population-level responses of Nearctic-Neotropical migratory birds to urbanization. *Journal of Animal Ecology* 77, 83-91.
- Romero, H. & Ordenes, F. (2004): Emerging Urbanization in the Southern Andes. Environmental Impacts of Urban Sprawl in Santiago de Chile on the Andean Piedmont. *Mountain Research and Development* 24 (3), 195-199.
- Rooney, T. P., Olden, J. D., Leach, M. K. & Rogers, D. A. (2007): Biotic homogenization and conservation prioritization. *Biological Conservation* 134, 447-450.
- Rose, E., Nagel, P. & Haag-Wackernagel, D. (2006): Spatio-temporal use of the urban habitat by feral pigeons (*Columba livia*). *Behavioral Ecology and Sociobiology* 60 (2), 242-254.
- Rouget, M., Richardson, D. M., Cowling, R. M., Lloyd, J. W. & Lombard, A. T. (2003): Current patterns of habitat transformation and future threats to biodiversity in terrestrial ecosystems of the Cape Floristic Region, South Africa. *Biological Conservation* 112 (1), 63-85.
- Roy, A. H., Rosemond, A. D., Paul, M. J., Leigh, D. S. & Wallace, J. B. (2003): Stream macroinvertebrate response to catchment urbanisation (Georgia, U.S.A.). *Freshwater Biology* 48 (2), 329-346.
- Roy, D. B., Hill, M. O. & Rothery, P. (1999): Effects of urban land cover on local species pool in Britain. *Ecography* 22, 507-515.
- Rubbo, M. J. & Kiesecker, J. M. (2005): Amphibian Breeding Distribution in an Urbanized Landscape. *Conservation Biology* 19, 504-511.
- Rubin, C. S., Warner, R. E., Bouzat, J. L. & Paige, K. N. (2001): Population genetic structure of Blanding's turtles (*Emydoidea blandingii*) in an urban landscape. *Biological Conservation* 99 (3), 323-330.
- Rudd, H., Vala, J. & Schaefer, V. (2002): Importance of Backyard Habitat in a Comprehensive Biodiversity Conservation Strategy: A Connectivity Analysis of Urban Green Spaces. *Restoration Ecology* 10 (2), 368-375.
- Rusterholz, H.-P. (2003): Die Rolle extensiv gepflegter städtischer Grünflächen zur Erhaltung bedrohter Pflanzenarten: Der St. Johannis-Park in Basel. *Bauhinia* 17, 1-10.
- Rutkowski, R., Rejt, L. & Szczuka, J. (2006): Analysis of microsatellite polymorphism and genetic differentiation in urban and rural kestrels *Falco tinnunculus* (L.). *Polish Journal of Ecology* 54 (3), 473-480.
- Ryan, T. J., Conner, C. A., Douthitt, B. A., Sterrett, S. C. & Salsbury, C. M. (2008): Movement and habitat use of two aquatic turtles (*Graptemys geographica* and *Trachemys scripta*) in an urban landscape. *Urban Ecosystems* 11 (2), 213-225.
- Sadler, J. P., Small, E. C., Fiszpan, H., Telfer, M. G. & Niemelä, J. (2006): Investigating environmental variation and landscape characteristics of an urban-rural gradient using woodland carabid assemblages. *Journal of Biogeography* 33 (6), 1126-1138.
- Sal'nikov, A. L. & Pilipenko, V. N. (2005): Anthropogenic transformation of flora in the city of Astrakhan and its environs over the past 100 years. *Russian Journal of Ecology* 36 (6), 383-390.
- Samways, M. J. (2007): Rescuing the extinction of experience. *Biodiversity and Conservation* 16 (7), 1995-1997.
- Sandström, U. G., Angelstam, P. & Mikusiński, G. (2006): Ecological diversity of birds in relation to the structure of urban green space. *Landscape and Urban Planning* 77, 39-53.
- Savard, J.-P. L., Clergeau, P. & Mennechez, G. (2000): Biodiversity concepts and urban ecosystems. *Landscape and Urban Planning* 48, 131-142.

- Sax, D. F. (2002): Native and naturalized plant diversity are positively correlated in scrub communities of California and Chile. *Diversity and Distributions* 8, 193-210.
- Sax, D. F. & Brown, J. H. (2000): The paradox of invasion. *Global Ecology and Biogeography* 9, 363-371.
- Sax, D. F. & Gaines, S. D. (2003): Species diversity: from global decreases to local increases. *Trends in Ecology and Evolution* 18 (11), 561-566.
- Say, L., Bonhomme, F., Desmarais, E. & Pontier, D. (2003): Microspatial genetic heterogeneity and gene flow in stray cats (*Felis catus* L.): a comparison of coat colour and microsatellite loci. *Molecular Ecology* 12 (6), 1669-1674.
- Scherer, J. F. M., Scherer, A. L., Petry, M. V. & Teixeira, É. C. (2006): Estudo da avifauna associada à área úmida situada no Parque. Mascarenhas de Moraes, zona urbana de Porto Alegre (RS). *Biotemas* 19 (1), 107-110.
- Schlöpfer, F. & Schmid B. (1999): Ecosystem effects of Biodiversity: A classification of hypotheses and exploration of empirical results. *Ecological Applications* 9 (3), 893-912.
- Scholz, H. (2007): Questions about indigenous plants and anecophytes. *Taxon* 56 (4), 1255-1260.
- Schreiner, S. M., Cox, S. B., Willig, M., Mittelbach, G. G., Osenberg, C. & Kaspari, M. (2000): Species richness, Species-area curves and Simpson's paradox. *Evolutionary Ecology Research* 2, 791-802.
- Schulte, W. & Sukopp, H. (2003): Biotope mapping in cities, towns and villages - a national program in Germany. *Acta Ecologica Sinica* 23 (3), 588-597.
- Schwartz, M. W., Thorne, J. H. & Viers, J. H. (2006): Biotic homogenization of the California flora in urban and urbanizing regions. *Biological Conservation* 127 (3), 282-291.
- Schwarz, J. & Flade, M. (2000): Ergebnisse des DDA-Monitoringprogramms. Teil I: Bestandsänderungen von Vogelarten der Siedlungen seit 1989. *Vogelwelt* 121, 87-106.
- Segurado, P. & Araújo, M. B. (2004): An evaluation of methods for modelling species distributions. *Journal of Biogeography* 31, 1555-1568.
- Shaltout, K. H. & El-Sheikh, M. A. (2002): Vegetation of the urban habitats in the Nile Delta region, Egypt. *Urban Ecosystems* 6 (3), 205-221.
- Shochat, E. (2004): Credit or debit? Resource input changes population dynamics of city-slicker birds. *Oikos* 106, 622-626.
- Shochat, E., Lerman, S. B., Katti, M. & Lewis, D. B. (2004a): Linking Optimal Foraging Behavior to Bird Community Structure in an Urban-Desert Landscape: Field Experiments with Artificial Food Patches. *American Naturalist* 164, 232-243.
- Shochat, E., Stefanov, W., Whitehouse, M. E. A. & Faeth, S. H. (2004b): Urbanization and spider diversity: influences of human modification of habitat structure and productivity. *Ecological Applications* 14 (1), 268-280.
- Shochat, E., Warren, P. S. & Faeth, S. H. (2006a): Future directions in urban ecology. *Trends in Ecology and Evolution* 21 (12), 661-662.
- Shochat, E., Warren, P. S., Faeth, S. H., McIntyre, N. E. & Hope, D. (2006b): From patterns to emerging processes in mechanistic urban ecology. *Trends in Ecology and Evolution* 21 (4), 186-191.
- Simon, U., Kübler, S. & Böhner, J. (2006): Analysis of breeding bird communities along an urban-rural gradient in Berlin, Germany, by Hasse Diagram Technique. *Urban Ecosystems* 10 (1), 17-28.
- Sims, V., Evans, K. L., Newson, S. E., Tratalos, J. & Gaston, K. J. (2008): Avian assemblage structure and domestic cat densities in urban environments. *Diversity and Distributions* 14, 387-399.

- Slabbekoorn, H. & denBoer-Visser, A. (2006): Cities Change the Songs of Birds. *Current Biology* 16 (23), 2326-2331.
- Slabbekoorn, H. & Peet, M. (2003): Birds sing at a higher pitch in urban noise. *Nature* 424, 267-268.
- Small, E., Sadler, J. P. & Telfer, M. (2003): Carabid beetle assemblages on urban derelict sites in Birmingham, UK. *Journal of Insect Conservation* 6, 233-246.
- Small, E., Sadler, J. P. & Telfer, M. (2006): Do landscape factors affect brownfield carabid assemblages? *Science of The Total Environment* 360, 205-222.
- Smart, S. M., Bunce, R. G. H., Marrs, R., LeDuc, M., Firbank, L. G., Maskell, L. C., Scott, W. A., Thompson, K. & Walker, K. (2005): Large-scale changes in the abundance of common higher plant species across Britain between 1978, 1990 and 1998 as a consequence of human activity: tests of hypothesised changes in trait representation. *Biological Conservation* 124, 355-371.
- Smith, H. T., Barry, R. M., Engeman, R. M., Shwiff, S. A. & Miller, W. J. B. (2003): Wildlife road-kills in an urban park in Florida. *Florida Field Naturalist* 31 (3), 53-58.
- Smith, H. T., Meshaka, W. E. Jr., Golden, E. & Cowan, E. M. (2007): The Appearance of the Exotic Green Iguana as Road-kills in a Restored Urban Florida State Park: The Importance of an 11-Year Dataset. *Journal of Kansas Herpetology* 22, 14-16.
- Smith, P. G. R. (2007): Characteristics of urban natural areas influencing winter bird use in southern Ontario. *Environmental Management* 39 (3), 338-352.
- Smith, R. M., Gaston, K. J., Warren, P. H. & Thompson, K. (2005): Urban domestic gardens (V): relationships between landcover composition, housing and landscape. *Landscape Ecology* 20 (2), 235-253.
- Smith, R. M., Gaston, K. J., Warren, P. H. & Thompson, K. (2006a): Urban domestic gardens (VIII): environmental correlates of invertebrate abundance. *Biodiversity and Conservation* 15, 2515-2545.
- Smith, R. M., Thompson, K., Hodgson, J. G., Warren, P. H. & Gaston, K. J. (2006b): Urban domestic gardens (IX): Composition and richness of the vascular plant flora, and implications for native biodiversity. *Biological Conservation* 129, 312-322.
- Smith, R. M., Warren, P. H., Thompson, K. & Gaston, K. J. (2006c): Urban domestic gardens (VI): environmental correlates of invertebrate species richness. *Biodiversity and Conservation* 15, 2415-2438.
- Snep, R. P. H., Opdam, P. F. M., Baveco, J. M., WallisDeVries, M. F., Timmermans, W., Kwak, R. G. M. & Kuypers, V. (2006): How peri-urban areas can strengthen animal populations within cities: A modeling approach. *Biological Conservation* 127, 345-355.
- Song, I., Hong, S., Kim H., Byun, B. & Gin, Y. (2003): The patterns of landscape patches and invasion of naturalized plants in developed areas of urban Seoul. *Landscape and Urban Planning* 70, 205-219.
- Sorace, A. (2001): Value to Wildlife of Urban-Agricultural Parks: A Case Study from Rome Urban Area. *Environmental Management* 28 (4), 547-560.
- Spagnuolo, V., Muscariello, L., Terracciano, S. & Giordano, S. (2007): Molecular biodiversity in the moss *Leptodon smithii* (Neckeraceae) in relation to habitat disturbance and fragmentation. *Journal of Plant Research* 120 (5), 595-604.
- Spellerberg, I. F. & Fedor, P. J. (2003): A tribute to Claude Shannon (1916-2001) and a plea for more rigorous use of species richness, species diversity and the 'Shannon-Wiener' Index. *Global Ecology and Biogeography* 12 (3), 177-179.
- Stefanescu, C., Herrando, S. & Paramo, F. (2004): Butterfly species richness in the north-west Mediterranean Basin: the role of natural and human-induced factors. *Journal of Biogeography* 31, 905-915.

- Steffan-Dewenter, I. (2003): Importance of habitat area and landscape context for species richness of bees and wasps in fragmented orchard meadows. *Conservation Biology* 17 (4), 1036-1044.
- Stenhouse, R. N. (2004): Fragmentation and internal disturbance of native vegetation reserves in the Perth metropolitan area, Western Australia. *Landscape and Urban Planning* 68, 389-401.
- Stewart, G. H., Ignatieva, M. E. & Earl, R. D. (2004): The re-emergence of indigenous forest in an urban environment, Christchurch, New Zealand. *Urban Forestry & Greening* 2 (3), 149-158
- Stratford, J. A. & Robinson, W. D. (2006): Distribution of neotropical migratory bird species across an urbanizing landscape. *Urban Ecosystems* 8 (1), 59-77.
- Strauss, B. & Biedermann, R. (2006): Urban brownfields as temporary habitats: driving forces for the diversity of phytophagous insects. *Ecography* 29, 928-940.
- Strubbe, D. & Matthysen, E. (2007): Invasive ring-necked parakeets *Psittacula krameri* in Belgium: habitat selection and impact on native birds. *Ecography* 30, 578-588.
- Sudnik-Wojcikowska, B. & Galera, H. (2005): Floristic differences in some anthropogenic habitats in Warsaw. *Annales Botanici Fennici* 42 (3), 185-194.
- Sukopp, H. (2002): On the early history of urban ecology in Europe. *Preslia* 74, 373-379.
- Sukopp, H. (2004): Human-caused impact on preserved vegetation. *Landscape and Urban Planning* 68, 347-355.
- Sukopp, H. (2005): Welche Biodiversität soll in Siedlungen erhalten werden? *Conturec* 1, 15-18.
- Sukopp, H. (2006): Apophytes in the flora of Central Europe. *Polish Botanical Studies* 22, 473-485.
- Sukopp, H. & Werner, P. (1982): *Nature in Cities: a report and review of studies and experiments concerning ecology, wildlife and nature conservation in urban and suburban areas.* Nature and environment series 28, Council of Europe, Strasbourg, 94 pp.
- Sukopp, H. & Werner, P. (1983): Urban environments and vegetation. In: Holzner, W., Werger, M. J. A. & Ikusima, I. (eds.), *Man's impact on vegetation.* Dr W. Junk, The Hague/Boston/London, 247-260.
- Sukopp, H. & Wittig, R. (1998): *Stadtökologie.* 2. ed., Gustav Fischer, Stuttgart, 474 pp.
- Sukopp, H. & Wurzel, A. (2003): The effects of climate change on the vegetation of central European cities. *Urban Habitats* 1 (1), 66-86.
- Sukopp, H., Schulte, W., Werner, P. & Flüeck, R. (1986, 1987, 1988, 1990, 1993, 1995, 2000): *Untersuchungen zu Naturschutz und Landschaftspflege im besiedelten Bereich: Bibliographien. Dokumentation Natur und Landschaft (ehemals Dokumentation für Umweltschutz und Landespflege), Sonderhefte 7, 8, 10, 14, 20, 25 u. 31,* Deutscher Gemeindeverlag, Köln.
- Sundseth, K. & Raeymaekers, G. (2006): Biodiversity and Natura 2000 in urban areas. *Nature in cities across Europe: A review of key issues and experiences.* Bruxelles Environment-IBGE/Leefmilieu Brussel-BIM, Brussel, 70 pp.
- Sweeney, S., Engindeniz, E. & Gündüz, S. (2007): Ecological concepts necessary to the conservation of biodiversity in urban environments. *AJZ ITU Journal of the Faculty of Architecture* 4 (1), 56-72.
- Tait, C. J., Daniels, C. B. & Hill, R. S. (2005): Changes in species assemblages within the Adelaide metropolitan area, Australia, 1836-2002. *Ecological Applications* 15 (1), 346-359.

- Takami, Y., Koshio, C., Ishii, M., Fujii, H., Hidaka, T. & Shimizu, I. (2004): Genetic diversity and structure of urban populations of *Pieris* butterflies assessed using amplified fragment length polymorphism. *Molecular Ecology* 13 (2), 245-258.
- Talley, T. S., Fleishman, E., Holyoak, M., Murphy, D. D., & Ballard, A. (2007): Rethinking a rare-species conservation strategy in an urban landscape: the case of the valley elderberry longhorn beetle. *Biological Conservation* 135 (1), 21-32.
- Teo, D. H. L., Tan, H. T. W., Corlett, R. T., Wong, C. M. & Lum, S. K. Y. (2003): Continental rain forest fragments in Singapore resist invasion by exotic plants. *Journal of Biogeography* 30, 305-310.
- Thompson, K. & McCarthy, M. A. (2008): Traits of British alien and native urban plants. *Journal of Ecology*, doi: 10.1111/j.1365-2745.2008.01383.x, 7 pp.
- Thompson, K., Austin, K. C., Smith, R. M., Warren, P. H., Angold, P. G. & Gaston, K. J. (2003): Urban domestic gardens I: putting small-scale plant diversity in context. *Journal of Vegetation Science*, 14, 71-78.
- Thompson, K., Hodgson, J. G., Smith, R. M., Warren, P. H. & Gaston, K. J. (2004): Urban domestic gardens (III): Composition and diversity of lawn floras. *Journal of Vegetation Science*, 15, 373-378.
- Thorington, K. K. & Bowman, R. (2003): Predation rate on artificial nests increases with human housing density in suburban habitats. *Ecography* 26, 188-196.
- Tigas, L. A., Van Vuren, D. H. & Sauvajot, R. M. (2002): Behavioral responses of bobcats and coyotes to habitat fragmentation and corridors in an urban environment. *Biological Conservation* 108, 299-306.
- Tikhonova, G. N., Tikhonov, I. A. & Bogomolov, P. L. (2006): Impact of a Small City on the Structure of Small Mammal Fauna in Forests of the Northeastern Moscow Region. *Russian Journal of Ecology* 37 (4), 278-283.
- Tischendorf, L., Bender, D. J. & Fahrig, L. (2003): Evaluation of patch isolation metrics in mosaic landscapes for specialist vs. generalist dispersers. *Landscape Ecology* 18, 41-50.
- Torga, K. (2005): Influencia do gradiente urbano sobre a avifauna na cidade de Uberlândia, Minas Gerais, Brasil. Diss. Universidade Federal de Uberlândia, 61p.
- Torga, K., Franchin, A. G. & Júnior, O. M. (2007): A avifauna em uma seção da área urbana de Uberlândia, MG. *Biotemas* 20 (1), 7-17.
- Tratalos, J., Fuller, R. A., Warren, P. H., Davies, R. G. & Gaston, K. J. (2007a): Urban form, biodiversity potential and ecosystem services. *Landscape and Urban Planning* 83, 308-317.
- Tratalos, J., Fuller, R., Evans, K. L., Davies, R. G., Newson, S., Greenwood, J. J. D. & Gaston, K. J. (2007b): Bird densities are associated with household densities. *Global Change Biology* 13, 1685-1695.
- Traut, A. H. & Hostetler, M. E. (2004): Urban lakes and waterbirds: effects of shoreline development on avian distribution. *Landscape and Urban Planning* 69, 69-85.
- Travis, J. R., Connor, A. C., Douthitt, B. A., Sterrett, S. C. & Salsbury, C. M. (2008): Movement and habitat use of two aquatic turtles (*Graptemys geographica* and *Trachemys scripta*) in an urban landscape. *Urban Ecosystems*, online early.
- Troy, A. R., Grove, J. M., O'Neil-Dunne, J. P. M., Pickett, S. T. A. & Cadenasso, M. L. (2007): Predicting Opportunities for Greening and Patterns of Vegetation on Private Urban Lands. *Environmental Management* 40, 394-412.
- Trusty, J. L., Goertzen, L. R., Zipperer, W. C., Lockaby, B. G. (2007): Invasive *Wisteria* in the Southeastern United States: genetic diversity, hybridization and the role of urban centers. *Urban Ecosystems* 10 (4), 379-395.

- Tscharntke, T., Steffan-Dewenter, I., Kruess, A. & Thies, C. (2002): Characteristics of insect populations on habitat fragments: A mini review. *Ecological Research* 17, 229-239.
- Tucker, G., Ash, H. & C. Plant (2005): Review of the coverage of urban habitats and species within the UK Biodiversity Action Plan. *English Nature Research Reports No. 651*, 105.
- Turner, K., Lefler, L. & Freedman, B. (2005): Plant communities of selected urbanized areas of Halifax, Nova Scotia, Canada. *Landscape and Urban Planning* 71, 191-206.
- Turner, W. R. (2003): Citywide biological monitoring as a tool for ecology and conservation in urban landscapes: the case of the Tucson Bird Count. *Landscape and Urban Planning* 65, 149-166.
- Turner, W. R. (2006): Interactions among spatial scales constrain species distributions in fragmented urban landscapes. *Ecology and Society* 11 (2), art. 6.
- Turner, W. R., Brandon, K., Brooks, T. M., Costanza, R., DaFonseca, G. A. B. & Portela, R. (2007): Global Conservation of Biodiversity and Ecosystem Services. *BioScience* 57 (10), 868-873.
- Turner, W. R., Nakamura, T. & Dinetti, M. (2004): Global Urbanization and the Separation of Humans from Nature. *Bioscience* 54 (6), 585-590.
- Tzoulas, K. & James, P. (2005): Surrogate Measures for Urban Biodiversity, and Human Health and Well-Being. 5th International Postgraduate Research Conference in the Built and Human Environment, The Lowry Centre, Salford, 14th - 15th April 2005, 826-838.
- Uehara-Prado, M. & Fonseca, L. R. (2007): Urbanization and Mismatch with Protected Areas Place the Conservation of a Threatened Species at Risk. *Biotropica* 39 (2), 264-268.
- Ulrich, W., Komosinski, K. & Zalewski, M. (2008): Body size and biomass distributions of carrion visiting beetles: do cities host smaller species? *Ecological Research* 23 (2), 241-248.
- Ulrich, W., Zalewski, M. & Komosinski, K. (2007): Diversity of carrion visiting beetles at rural and urban sites. *Community Ecology* 8 (2), 171-181.
- UNEP – United Nations Environment Programm (ed.) (1995): Global biodiversity assessment. Cambridge University Press, Cambridge, 1140 pp.
- Valiela, I. & Martinetto, P. (2007): Changes in Bird Abundance in Eastern North America: Urban Sprawl and Global Footprint? *BioScience* 57 (4), 360-370.
- van der Ree, R. & McCarthy, M. A. (2005): Inferring persistence of indigenous mammals in response to urbanisation. *Animal Conservation* 8, 309-319.
- Van der Veken, S., Verheyen, K. & Hermy, M. (2004): Plant species loss in an urban area (Turnhout, Belgium) from 1880 to 1999 and its environmental determinants. *Flora* 199, 516-523.
- VanRossum, F. (2008): Conservation of long-lived perennial forest herbs in an urban context: *Primula elatior* as study case. *Conservation Genetics* 9, 119-128.
- Venn, S. J., Kotze, D. J. & Niemelä, J. (2003): Urbanization effects on carabid diversity in boreal forests. *European Journal of Entomology* 100, 73-80.
- Verbeylen, G., deBruyn, L., Adriaensen, F. & Matthysen, E. (2003): Does matrix resistance influence Red squirrel (*Sciurus vulgaris* L. 1758) distribution in an urban landscape? *Landscape Ecology* 18 (8), 791-805.
- Vermaat, J. E., Goosen, H. & Omtzigt, N. (2007): Do biodiversity patterns in Dutch wetland complexes relate to variation in urbanisation, intensity of agricultural land use or fragmentation? *Biodiversity and Conservation* 16 (12), 3585-3595.
- von der Lippe, M. & Kowarik, I. (2007): Do cities export biodiversity? Traffic as dispersal vector across urban-rural gradients. *Diversity and Distribution* 14 (1), 18-25.
- von der Lippe, M., Säumel, I. & Kowarik, I. (2005): Cities as Drivers for Biological Invasions - The Role of Urban Climate and Traffic. *Die Erde* 136 (2), 123-143.

- Vuorisalo, T., Lahtinen, R. & Laaksonen, H. (2001): Urban biodiversity in local newspapers: a historical perspective. *Biodiversity and Conservation* 10, 1739-1756.
- Walter, D. M. & Leigh, D. S. & Bearden, A. B. (2003): Urbanization, sedimentation, and the homogenization of fish assemblages in the Etowah River Basin, USA. *Hydrobiologia* 494 (1-3), 5-10.
- Wandeler, P., Funk, S. M., Largiadèr, C. R., Gloor, S. & Breitenmoser, U. (2003): The city-fox phenomenon: genetic consequences of a recent colonization of urban habitat. *Molecular Ecology* 12 (3), 647-656.
- Wania, A., Kuhn, I. & Klotz, S. (2006): Plant richness patterns in agricultural and urban landscapes in Central Germany—spatial gradients of species richness. *Landscape and Urban Planning* 75, 97-110.
- Warren, P. S., Katti, M., Ermann, M. & Brazel, A. (2006): Urban bioacoustics: it's not just noise. *Animal Behaviour* 71, 491-502.
- Warren, P. S., Tripler, C., Bolger, D., Faeth, S., Huntly, N., Lepczyk, C., Meyer, J., Parker, T., Shochat, E. & Walker, J. (2006): Urban Food Webs: Predators, Prey, and the People Who Feed Them. *Bulletin of the Ecological Society of America* 87 (4), 387-393.
- Weller, B. & Ganzhorn, J. U. (2004): Carabid beetle community composition, body size, and fluctuating asymmetry along an urban-rural gradient. *Basic and Applied Ecology* 5 (2), 193-201.
- Werner, P. (1996): Welche Bedeutung haben räumliche Dimensionen und Beziehungen für die Verbreitung von Pflanzen und Tieren im besiedelten Bereich? *Gleditschia* 24 (1-2), 303-314.
- Werner, P. (1999): Why biotope mapping in populated areas? *Deinsea* 5, 9-26.
- Werner, P. (2007): Urban form and biodiversity. In: Langner, M. & Endlicher, W. (eds.): *Shrinking Cities: Effects on Urban Ecology and Challenges for Urban Development*. Peter Lang, Frankfurt, 57-68.
- Whelan, R. J., Roberts, D. G., England, P. R. & Ayre, D. J. (2006): The potential for genetic contamination vs. Augmentation by native plants in urban gardens. *Biological Conservation* 128, 493-500.
- White, J. G., M. J. Antos, J. A. Fitzsimons & Palmer, G. C. (2005): Non-uniform bird assemblages in urban environments: the influence of streetscape vegetation. *Landscape and Urban Planning* 71, 123-135.
- White, L. A. C. & Main, M. B. (2004): Wildlife in Urban Landscapes: Use of Golf Course Ponds by Wetlands Birds. *WEC* 188, (<http://edis.ifas.ufl.edu>), 6 pp.
- White, P. J. T. & Kerr, J. T. (2007): Human impacts on environment-diversity relationships: evidence for biotic homogenization from butterfly species richness patterns. *Global Ecology and Biogeography* 16 (3), 290-299.
- Whitford, V., Ennos, A. R. & Handley, J. F. (2001): "City form and natural process" - indicators for the ecological performance of urban areas and their application to Merseyside, UK. *Landscape and Urban Planning* 57 (2), 91-103.
- Whitmore, C., Crouch, T. E. & Slotow, R. H. (2002): Conservation of biodiversity in urban environments: invertebrates on structurally enhanced road islands. *African Entomology* 10 (1), 113-126.
- Whittaker, R. H. (1975): *Communities and ecosystems*. 2. nd. ed. MacMillan , New York, 385 pp.
- 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.

- Wilby, R. L. & Perry, G. L. W. (2006): Climate change, biodiversity and the urban environment: a critical review based on London, UK. *Progress in Physical Geography* 30 (1), 73-98.
- Wilkie, K. J. Tyler, M. E. & Alexander, S. (2003): Conserving Habitat and Biodiversity in Urbanizing Landscapes. *Environmental Informatics Archives* 1, 190-196.
- Wilkinson, D. & Smith, G. C. (2001): A preliminary survey for changes in urban Fox (*Vulpes vulpes*) densities in England and Wales, and implications for rabies control. *Mammal Review* 31 (1), 107-110.
- Williams, K., Burton, E. & Jenks, M. (2000): *Achieving sustainable urban form*. Spon Press, London, 388 pp.
- Williams, N. S. G., Morgan, J. W., McDonnell, M. J. & McCarthy, M. A. (2005): Plant traits and local extinctions in natural grasslands along an urban-rural gradient. *Journal of Ecology* 93 (6), 1203-1213.
- Williams, J. W., Seabloom, E. W., Slayback, D., Stoms, D. M. & Viers, J. H. (2005): Anthropogenic impacts upon plant species richness and net primary productivity in California. *Ecology Letters* 8, 127-137.
- Wittig, R. (2002): *Siedlungsvegetation*. Ulmer, Stuttgart, 252 pp.
- Wittig, R. (2004): The origin and development of the urban flora of Central Europe. *Urban Ecosystems* 7 (4), 323-339.
- Wittig, R., Breuste, J., Finke, L., Kleyer, M., Rebele, F., Reidl, K., Schulte, W. & Werner, P. (2008): What should an Ideal City Look Like from an Ecological View? - Ecological Demands on the Future City. In: Marzluff, J. M., et al. (eds.): *Urban Ecology. An International Perspective on the Interaction Between Humans and Nature*. New York, Springer, 691-697.
- Wittig, R., Diesing, D. & Göttsche, M. (1985): Urbanophob – Urbanoneutral – Urbanophil. Das Verhalten der Arten gegenüber dem Lebensraum Stadt. *Flora* 177, 265-282.
- Wood, B. C. & Pullin, A. S. (2002): Persistence of species in a fragmented urban landscape: the importance of dispersal ability and habitat availability for grassland butterflies. *Biodiversity and Conservation* 11, 1451-1468.
- Woods, M., McDonald, R. A. & Harris, S. (2003): Predation of wildlife by domestic cats *Felis catus* in Great Britain. *Mammal Review* 33 (2), 174-188.
- Wray, S., Hay, J., Walker, H. & Staff, R. (2005): *Audit of the Towns, Cities and Development Workstream of the England Biodiversity*. English Nature Research Reports No. 652, 102.
- Yahner, R. H. (2001): Butterfly communities in residential landscapes of central Pennsylvania. *Northeastern Naturalist* 8 (1), 113-118.
- Yasuda, M. & Koike, F. (2006): Do golf courses provide a refuge for flora and fauna in Japanese urban landscapes? *Landscape and Urban Planning* 75, 58-68.
- Yeh, P. J. (2004): Rapid evolution of a sexually selected trait following population establishment in a novel environment. *Evolution* 58, 166-174.
- Yeoman, F. & MacNally, R. (2005): The avifaunas of some fragmented, periurban, coastal woodlands in south-eastern Australia. *Landscape and Urban Planning* 72, 297-312.
- Yli-Pelkonen, V. & Niemelä, J. (2005): Linking ecological and social systems in cities: urban planning in Finland as a case. *Biodiversity and Conservation* 14, 1947-1967.
- Zanette, L. R. S., Martins, R. P. & Ribeiro, S. P. (2005): Effects of urbanization on Neotropical wasp and bee assemblages in a Brazilian metropolis. *Landscape and Urban Planning* 71, 105-121.
- Zerbe, S., Choi, I.-K. & Kowarik, I. (2004): Characteristics and habitats of non-native species in the city of Chonju, southern Korea. *Ecological Research* 19, 91-98.

- Zerbe, S., Maurer, U., Schmitz, S. & Sukopp, H. (2003): Biodiversity in Berlin and its potential for nature conservation. *Landscape and Urban Planning* 62, 139-148.
- Ziarnek, M. (2007): Human impact on Plant Communities in Urban Area with Hemeroby Grades. *Polish Journal of Ecology* 55 (1), 161-167.
- Zipperer, W. C., Wu, J., Pouyat, R. V. & Pickett, S. T. A. (2000): The Application of Ecological Principles to Urban and Urbanizing Landscapes. *Ecological Applications* 10 (3), 685-688.
- Zucchi, H. (2002): Naturentfremdung bei Kindern und was wir entgegensetzen müssen. *Natur- und Kulturlandschaft* 5, 135 – 152.