

**Mehrskalige Erfassung
von Kleinsäugergemeinschaften
entlang eines urban-ruralen Gradienten**

Dissertation

Zur Erlangung der Würde des Doktors der Naturwissenschaften
des Fachbereichs Biologie der Fakultät für Mathematik, Informatik und
Naturwissenschaften der Universität Hamburg

vorgelegt von

Esther Verjans

Hamburg, Mai 2017

Tag der Disputation: 06.Oktober 2017

Erstgutachter der Dissertation: Prof. Dr. Ganzhorn

Zweitgutachter der Dissertation: Prof. Dr. Jensen

weitere Kommissionsmitglieder: Prof. Dr. Dausmann, Prof. Dr. Schneider

Inhaltsverzeichnis

| | |
|--|----|
| Abbildungsverzeichnis..... | 1 |
| Tabellenverzeichnis..... | 1 |
| Zusammenfassung..... | 1 |
| Summary | 3 |
| 1. Einleitung..... | 5 |
| 1.1. Urbanisierung und Stadtentwicklung..... | 5 |
| 1.2. Stadtökologie | 6 |
| 1.3. Urban-ruraler Gradient | 7 |
| 1.4. Urbanisierungseffekte..... | 8 |
| 1.4.1. Landbedeckung und Boden..... | 9 |
| 1.4.2. Wasser..... | 9 |
| 1.4.3. Luft und Klima | 9 |
| 1.5. Allgemeine Muster urbaner Biodiversität..... | 10 |
| 1.6. Urbane Vegetation | 13 |
| 1.7. Tiere in der Stadt..... | 15 |
| 1.7.1. Einfluss urbaner Strukturen auf das Vorkommen von Tieren..... | 15 |
| 1.7.2. Tierarten entlang des urban-ruralen Gradienten..... | 17 |
| 1.7.3. Allgemeine Charakteristika von Tierarten der Stadt..... | 18 |
| 1.8. Kleinsäuger | 18 |
| 1.9. Ziel und Fragestellung dieser Arbeit | 20 |
| 2. Material und Methoden..... | 21 |
| 2.1. Die Stadt Hamburg als Studiengebiet | 21 |
| 2.2. Untersuchungsgebiete zur Erfassung von Kleinsäugergemeinschaften | 21 |
| 2.2.1. Auswahlkriterium Urbanisierungsgrad | 22 |
| 2.2.2. Lage der Untersuchungsgebiete | 22 |
| 2.2.3. Charakterisierung der Untersuchungsgebiete an der Alster | 23 |
| 2.2.4. Charakterisierung der Untersuchungsgebiete am Flusslauf der Wandse..... | 25 |
| 2.3. Vegetationsbeschreibungen | 26 |
| 2.3.1. Vegetationsstruktur | 26 |
| 2.3.2. Vegetationsbedeckung..... | 26 |
| 2.4. Untersuchungsdurchführung | 26 |
| 2.4.1. Genehmigungen | 26 |
| 2.4.2. Untersuchungszeitraum | 26 |

| | |
|---|----|
| 2.4.3. Fangdesign..... | 27 |
| 2.5. Handhabung der Kleinsäuger | 27 |
| 2.5.1. Markierung..... | 27 |
| 2.5.2. Artbestimmung, Geschlecht, Reproduktionsstatus und Entwicklungsstadium | 27 |
| 2.5.3. Körpermasse, Hinterfußlänge, Body-Mass-Index | 28 |
| 2.6. Ergänzende Datensätze..... | 28 |
| 2.7. Statistik..... | 29 |
| 3. Ergebnisse | 30 |
| 3.1. Artanzahl und Fangraten..... | 30 |
| 3.2. Ebene 1: Skalierung 1 km ² | 31 |
| 3.2.1. Urbanisierungsgrad und Artanzahl | 31 |
| 3.2.2. Urbanisierungsgrad und Fangerfolg | 32 |
| 3.3. Ebene 2: Skalierung 100 m..... | 34 |
| 3.3.1. Einfluss von Urbanisierungsgrad und Transektstruktur auf Artanzahl | 34 |
| 3.4. Ebene 3: Skalierung 4 m ² | 35 |
| 3.5. Kondition der Kleinsäuger | 37 |
| 4. Diskussion..... | 40 |
| Literaturverzeichnis..... | 44 |
| Anhang I | 55 |

Abbildungsverzeichnis

| | |
|--|----|
| Abbildung 1: Stadtfläche Hamburg. Untersuchungsgebiete entlang der Fließgewässer Alster (A1 bis A4) und Wandse (W1 bis W4). | 22 |
| Abbildung 2: Untersuchungsgebiete Alster 1 und Wandse 1 | 24 |
| Abbildung 3: Untersuchungsgebiete Alster 2 und Wandse 2 | 24 |
| Abbildung 4: Untersuchungsgebiete Alster 3 und Wandse 3 | 24 |
| Abbildung 5: Untersuchungsgebiete Alster 4 und Wandse 4. | 24 |
| Abbildung 6: Anzahl gefangener Arten sowie die Fangrate aller Mausarten zusammen... | 30 |
| Abbildung 7: Vergleich der Artanzahl gefangener Tiere in Gebieten unterschiedlicher Urbanisierungsgrade | 32 |
| Abbildung 8: Fangraten der drei am häufigsten gefangenen Arten | 33 |
| Abbildung 9: Fangerfolg der drei Arten <i>Myodes glareolus</i> , <i>Apodemus flavicollis</i> und <i>Apodemus sylvaticus</i> | 36 |
| Abbildung 10: Body-Mass-Index der Art <i>Apodemus flavicollis</i> in Abhängigkeit von der Transektstruktur. | 37 |
| Abbildung 11: Body-Mass-Index der Art <i>Apodemus sylvaticus</i> in Abhängigkeit von der Transektstruktur. | 38 |
| Abbildung 12: Body-Mass-Index der Art <i>Myodes glareolus</i> in Abhängigkeit von der Transektstruktur | 38 |

Tabellenverzeichnis

| | |
|--|----|
| Tabelle 1: Untersuchungsgebiete mit ihrem jeweiligen Urbanisierungsgrad und der Anzahl der dort insgesamt gefangenen Arten..... | 31 |
| Tabelle 2: Fangraten der drei am häufigsten gefangenen Arten..... | 33 |
| Tabelle 3: Ergebnisse für das Allgemeine lineare Modell (GLM) für die Beziehung zwischen Artanzahl, Urbanisierung und Struktur..... | 34 |
| Tabelle 4: Spearman-Rangkorrelation zwischen Mikrohabitatvariablen und Anzahl gefangener Kleinsäuger. | 35 |
| Tabelle 5: Vergleich der Fangerfolge (Anzahl gefangener Arten) in Relation zu Mikrohabitatstrukturen | 37 |
| Tabelle 6: Ergebnisse für das Allgemeine lineare Modell (GLM) für die Beziehung zwischen BMI, Urbanisierungsgrad und Transektstruktur | 39 |

Zusammenfassung

Die Ausweitung von Siedlungsraum geht einher mit einer Versiegelung und Fragmentierung von Flächen; dabei kommt es zu Habitatzerstörung und Isolierung von Lebensraum für Pflanzen und Tiere. Durch stadttypische anthropogene Einflüsse (u.a. Besiedlungsdichte, Versiegelungsgrad, Klima, Luftverschmutzung, Bodenverdichtung) entsteht ein urban-ruraler Gradient, ausgehend vom Stadtzentrum hin zu den umliegenden ländlichen Gebieten. Entlang dieses Gradienten kommt es mit zunehmender Zentrumsnähe zu immer stärkerer Biotopzerschneidung. Urbanisierung verursacht dabei ein Mosaik unterschiedlicher Landbedeckungstypen, wie z.B. Wohn-, Geschäfts- und Gewerbegebiete, Industrieflächen und Verkehrs- und Verbindungswege wie Straßen und Bahnschienen, das wie eine Matrix mit Naturelementen und Grünflächen durchsetzt ist. Städtische Randeffekte, z.B. Verschmutzung, Lärm und Verkehr wirken verstärkt auf die Flächen ein. Straßen wirken als Ausbreitungsbarrieren und es entstehen Biotopinseln, die für Arten mit bestimmten Arealansprüchen nicht geeignet oder nicht erreichbar sind.

Derartige Stadteffekte beeinflussen das Vorkommen und die Verbreitung von Tierarten. Verschiedene Studien haben gezeigt, dass der Artenreichtum von Tieren entlang des urban-ruralen Gradienten abnimmt und in den stark verbauten Bereichen des Stadtzentrums die geringste Diversität herrscht. Betrachtet man die Artenzahlen entlang des Gradienten, zeigen alle Taxa eine fast doppelt so hohe Artenanzahl in den naturnahen, ruralen Gebieten als im urbanen Zentrum. Städte bieten eine Vielzahl von „grünen“ Verbindungselementen: Grünachsen wie Bach- und Flussläufe mit ihrer Uferbegleitvegetation, parkartige Grünzüge, selbst entlang von Verkehrsachsen und Gleisstrecken ist für manche Arten eine Verbreitung denkbar. Verbindungselemente wie sogenannte Trittsteinbiotope und lineare Strukturen können als Korridore eine Vernetzung von Habitaten und Arten fördern. Kleinsäuger (insb. Mäuse der Familien Muridae, Arvicolidae und Spitzmäuse, Soricidae), sind eine sehr gut geeignete Gruppe von Organismen, um den Einfluss und die Auswirkungen anthropogener Veränderungen zu untersuchen. Ihre Arealansprüche sind relativ gering, so dass sie auch in einem Mosaik kleiner Lebensräume wie heterogene urbane Habitatfragmente überleben können.

Um den Einfluss von Verstädterung auf Kleinsäugergemeinschaften (Muridae, Arvicolidae, Soricidae) und die Kondition der einzelnen Individuen zu untersuchen, wurde entlang der Flüsse Alster und Wandse, als zwei natürliche urban-rurale Gradientenverläufe in das Stadtzentrum Hamburg, Deutschland, das Vorkommen von Kleinsäufern erfasst. Die Erfassung erfolgte mit Kleinsäugerlebensfallen und einer Fang-Markierung-Wiederfang Methode entlang von Transekten auf jeweils vier Gebieten unterschiedlichen Verstädterungsgrades entlang der Grünzüge der Flussläufe. Die Analyse der Daten zum Vorkommen von Kleinsäugerarten und dem Effekt von Verstädterung wurde auf drei unterschiedlichen räumlichen Ebenen durchgeführt. Die erste Analyse folgte einem durch Schmidt et al. (2014) definierten Urbanisierungsgrad pro km² (Ebene 1). Auf Basis der

Vegetationsstruktur 100 m langer Transekte (Ebene 2) sowie auf Ebene der Strukturen von Mikrohabitaten auf 4 m² großen Flächen direkt am Fallenstandort (Ebene 3) wurde zusätzlich der Parameter Vegetation berücksichtigt. Aus Sicht der Kleinsäuger wurde gemessen, inwieweit sich die Kondition der Tiere (als Maß für die Qualität eines Lebensraums und potenziellen Reproduktionserfolg) in Relation zu den genannten Ebenen ändert.

Die Analyse der Anzahl gefangener Mäuse in Gebieten unterschiedlichen Urbanisierungsgrades (1 niedrig, 2 mittel, 3 hoch), zeigte einen signifikanten Artenrückgang von Gebieten mit niedrigem Urbanisierungsgrad hin zu stark urbanisierten Bereichen. Bei der Untersuchung des Einflusses der Vegetationsstruktur auf der Ebene 2 (Transekte, Länge 100 m) auf die Anzahl der gefangenen Arten zeigte sich sowohl eine Beziehung zwischen dem Strukturtyp der Vegetation und der Anzahl gefangener Arten als auch dem Urbanisierungsgrad und der Anzahl gefangener Arten. Mit zunehmender Vegetationsstruktur wurden mehr Arten gefangen wohingegen mit zunehmendem Urbanisierungsgrad, strukturunabhängig, die Artanzahl zurückging. Auf der Ebene der Mikrohabitate konnte ein Zusammenhang zwischen dem Artvorkommen und dem Mikrohabitatyp gezeigt werden. Insbesondere eine ausgeprägte Gras- und Krautschicht führte zu einem höheren Artenvorkommen. Die Art *Myodes glareolus* (Rötelmaus) wurde signifikant häufiger an Standorten mit vielfältigen Bodenstrukturen und Gras- und Krautschicht gefangen. Es konnte keine Beziehung zwischen dem Grad der Urbanisierung und der Kondition der am häufigsten gefangenen Arten *Apodemus flavicollis* (Gelbhalsmaus), *Apodemus sylvaticus* (Waldmaus) und *Myodes glareolus* (Rötelmaus) aufgezeigt werden. *Apodemus flavicollis* zeigte jedoch mit zunehmendem Struktureichtum niedrigere Body-Mass-Werte.

Die Ergebnisse dieser Arbeit zeigen für Kleinsäuger in der Stadt das weltweite Muster des Artenrückgangs. Auch wenn der untersuchte urban-rurale Gradient eine, zumindest theoretisch, durchgängige Verbindungsachse für die Verbreitung von Arten in das Stadtzentrum hinein bietet, konnte nur eine geringe Anzahl kontinuierlich nachgewiesen werden. Diese Generalisten scheinen im Lebensraum Stadt gute Habitatstrukturen und Nahrungsbedingungen vorzufinden. Spezialisierte Arten hingegen bleiben aus. Insgesamt kommt es zu einer Artverarmung und Homogenisierung der Vertebratengemeinschaft im städtischen Gebiet. Grünzüge entlang von Flussläufen mögen ein guter Korridor sein um Tiere und Pflanzen bis in dicht besiedelte Gebiete zu führen. Soll jedoch auch innerstädtische Tierartendiversität gefördert werden, müssen die für Spezialisten geeigneten Biotope und Vegetationsstrukturen erhalten oder neu gestaltet werden.

Summary

The expansion of settlement area often goes hand in hand with surface sealing and fragmentation of land, habitat destruction and isolation of habitats for plants and animals. City-specific anthropogenic influences (e.g. population density, degree of sealing, climate, air pollution, soil compaction) create a gradient from the city center to the surrounding rural areas. Urbanization causes thereby a mosaic of different land cover types, e.g. residential, commercial and industrial areas and transport and communication routes, such as roads and railways, which is permeated by natural elements and green areas. Urban fringe effects, e.g. pollution, noise and traffic are increasingly affecting urban green areas. Streets act as spreading barriers and biotope islands are developed which are not suitable or accessible for species with specific areal requirements. Such urban effects influence the occurrence and spread of animal species. Various studies have shown that the number of species decreases along urban-rural gradients, and that there is the least diversity in densely populated areas of the city center. Looking at the species numbers along the gradient, all taxa show an almost twice as high number of species in the near-natural, rural areas compared to the urban core area. Cities offer a variety of "green" connecting elements: green landscape corridors such as creek and river streams with their embankment vegetation, parklike green axes, even along traffic axes and railway tracks, are conceivable for some species. Linking elements such as so-called step-stone-biotopes and linear structures can promote the networking of habitats and species. Small mammals (especially mice and voles of the families Muridae, Arvicolidae and shrews, Soricidae) are a very suitable group of organisms to investigate the influence and effects of anthropogenic changes. Their areal requirements are relatively low so that they can also survive in a mosaic of small habitats such as heterogeneous urban habitat fragments.

In order to investigate the influence of urbanization on small mammals (Muridae, Arvicolidae, Soricidae) and the condition of the individuals, the occurrence of small mammals along two natural urban-rural gradients, i.e. the rivers Alster and Wandse, flowing into the city center of Hamburg, Germany, was detected. The capture was carried out with small mammal live traps and a catch-marking-recatch method along transects in four areas of different degrees of urbanization along the rivers Alster and Wandse. The analysis of the data of the occurrence of small mammal species and the effect of urbanization was carried out on three different spatial levels. First of all, the occurrence of species was analyzed on a large scale in relation to the degree of urbanization, defined by Schmidt et al. (2014) as urbanization per square kilometer (level 1). Secondly, on the basis of the vegetation structure of 100 m long transects (level 2) as well as on the level of the structures of microhabitats on 4 m² large areas directly at the fall site (level 3), the parameter vegetation was taken into account. Further analyses were carried out to examine the extent to which the condition of individual animals (as a measure of the

quality of a habitat and the potential reproductive success) changes in relation to the levels mentioned.

Results from captured mice and voles in areas of different urbanization levels (1 low, 2 medium, 3 high) showed a significant decline in species from areas with low levels of urbanization to highly urbanized areas. Regarding the influence of the vegetation structure on level 2 (transects, length 100 m) on the number of captured species, a relationship between the structure type of the vegetation and the number of captured species as well as the degree of urbanization and the number of captured species was observed. As the vegetation structure increased, more species were captured. With an increasing degree of urbanization, regardless of the structure, the number of species decreased. At the level of the microhabitats, a link between species occurrence and the microhabitat type could be shown. In particular a pronounced grass and herb layer resulted in a higher species occurrence. The species *Myodes glareolus* (Bank vole) was significantly more frequently caught in sites with diverse soil structures and grass and herb layers. There was no relationship between the degree of urbanization and the condition of the most abundant species *Apodemus flavicollis* (Yellow-necked mouse), *Apodemus sylvaticus* (Wood mouse) and *Myodes glareolus*. *Apodemus flavicollis*, however, showed lower body mass values with increasing structural richness.

The results of this work show the world-wide pattern of species decline for small-mammal communities in urban areas. Even if the studied urban-rural gradient offers, at least theoretically, a continuous connection axis for the distribution of species into the city center, only a small number could be detected continuously. These generalists seem to find good habitat structures and food conditions in the habitat of the city. However, specialized species are still missing. Overall, there is a kind of impoverishment and homogenization of the vertebrate community in the urban area. Green landscape corridors along rivers can be a good passage to guide animals and plants to densely populated areas. If, however, inner-city animal diversity is also to be promoted, the biotopes and vegetation structures suitable for specialists must be preserved or redesigned.

1. Einleitung

1.1. Urbanisierung und Stadtentwicklung

Sich weltweit ausbreitende Stadtstrukturen führen zu immer stärkerem Flächenbedarf und damit einhergehenden gravierenden Veränderungen der Landnutzung und Landbedeckung (Seto et al. 2011). Diese Entwicklung führt zu einem Verlust natürlicher Lebensräume für Pflanzen und Tiere und gefährdet damit weltweit die Biodiversität (Müller et al. 2013, Seto et al. 2013).

Schon heute leben 54% der menschlichen Bevölkerung in städtischen Strukturen (UN 2015). In Europa, Nordamerika und Japan sind über 75% der Bevölkerung in urbanen Siedlungen beheimatet und die Tendenz ist weiter steigend: eine Zunahme urbaner Bevölkerung in Europa wird bis 2020 von 75% auf 80% erwartet (EEA 2006). Folgt man den Projektionen der UN Population Division (UN 2015), werden im Jahr 2050 global 66%, in Europa über 80% und in Deutschland bereits 82% der Bevölkerung in Städten leben, wobei die stärkste Zunahme für kleine (weniger als 1 Million Einwohner) und mittelgroße Städte (1-5 Millionen Einwohner) erwartet wird. Dies könnte bis 2030 weltweit eine Ausdehnung urbaner Fläche um 250% (Angel et al. 2005) bzw. eine Zunahme um 1,5 Millionen km², ein Gebiet, das in etwa dem Dreifachen Spaniens entspricht, bedeuten (Seto et al. 2011).

Nach Pauleit et al. (2016) lassen sich drei charakteristische räumliche Phänomene der Stadtentwicklung beschreiben. Zum einen ist dies Flächenzuwachs bzw. die Expansion urbaner Strukturen in Form von sogenanntem „urban sprawl“. Hierbei handelt es sich um zerfranst ausufernde Städte, in deren Entwicklung rurale Bereiche, die vormals landwirtschaftlich genutzt oder Waldflächen waren, in urbane Gebiete umgewandelt werden (EEA-FOEN 2016, Jat et al. 2008; zu differenzierteren Formen des „urban sprawl“ siehe auch Schneider & Woodcock 2008). Weiterhin fördert Suburbanisierung, womit die Anlage locker bebauter Ein- und Mehrfamilienhausgebiete am Stadtrand beschrieben wird, das urbane Flächenwachstum. Beide Prozesse können zur Bildung einer Stadt- oder Metropolregion führen, d.h. einem Konglomerat aus städtischen Siedlungskernen, suburbanen Zonen und Gewerbe- und Einkaufszentren entlang großer Verkehrswege. Kennzeichnend für diese Entwicklung ist starke Fragmentierung der Landschaft durch, z.B. neue Siedlungs-, Verkehrs- und Infrastrukturflächen oder die Zerschneidung durch Stromleitungstrassen (Simon et al. 2004, Aguilar & Ward 2003). Dem gegenüber stehen Tendenzen der Stadt-Schrumpfung durch den Verlust von Wohnbevölkerung und/oder wirtschaftlicher und industrieller Aktivität und den folgenden Entdichtungsprozessen (Haase et al. 2014). Hieraus können großflächige Brachen entstehen und eine Suburbanisierung erfolgen. Weiterhin gibt es lokale Entwicklungen zur baulichen (Nach-) Verdichtung.

Neben Bevölkerungs- und Bebauungsdichte und damit einhergehender Flächenversiegelung (Arnold & Gibbons 1996), sollten auch sozioökonomische Gesichtspunkte der Flächennutzung, Siedlungs-, Verkehrsflächen und Wirtschaftsstrukturen, sowie (stadt-) spezifische Naturausstattungen urbaner Räume, zur Differenzierung von urbanen gegenüber ruralen (ländlichen) Gebieten, eingeschlossen werden. Als Folge der Verbindung von Ressourcen, Energie und Informationen zwischen den sozialen, physischen und biologischen Systemen, sowie den interagierenden Ökosystemreaktionen auf sich wandelnde Landnutzungsformen, beschreiben Grimm et al. (2008 a, b) Urbanisierung daher zusammenfassend als einen komplexen und dynamischen Prozess, der sich multidimensional auf mehreren Ebenen von Raum und Zeit entwickelt.

1.2. Stadtökologie

Parallel zur Entwicklung von Städten und Stadtstrukturen hat sich auch die Disziplin der Stadtökologie etabliert. Stadtökologie als eigenständige Wissenschafts- und Forschungsdisziplin entwickelte sich verstärkt ab der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts in Europa und Asien (Grimm et al. 2008 a, b). Entsprechend der Definition von Ernst Haeckel (1866) zum Begriff der Ökologie:

„Unter Oecologie verstehen wir die gesammte Wissenschaft von den Beziehungen des Organismus zur umgebenden Aussenwelt, wohin wir im weiteren Sinne alle „Existenz-Bedingungen“ rechnen können. Diese sind theils organischer, theils anorganischer Natur; ...“

entstanden zunächst biologisch orientierte Arbeiten. Das Konzept der Ökologie in Städten folgte hierbei kleinskaligen, klassisch ökologischen Studien und betrachtete die Auswirkungen der durch Menschen veränderten Lebensbedingungen auf verschiedene Organismen (Autökologie), Populationen (Populationsökologie) und Lebensgemeinschaften (Synökologie) in Städten analog zur Ökologie in natürlichen Habitaten. Die Stadt wurde hierbei in unterschiedliche Ökosysteme kompartimentiert und menschliche Aktivitäten und Handlungen als externer Faktor wahrgenommen (Pickett et al. 2016). Seit den 1990ern entwickelte sich ein Paradigmenwechsel hin zu einem konzeptionellen Ansatz einer Ökologie von Städten (Wu 2014, Grimm et al. 2000). Nach McDonnell (2008) werden im Verständnis der Ökologie von Städten sozio-ökonomische Elemente eingebunden, so dass die Stadt prozessorientiert als Ökosystem und der Mensch als Bestandteil des Ökosystems begriffen wird. Dieser Ansatz überwindet die differenzierende Einteilung eines „Außen“ (nicht Stadt) und „Innen“ (innerhalb der Stadt) (Pickett et al. 2016) durch interdisziplinäre Forschungsansätze u.a. aus Sozialwissenschaft, Geographie, Ökonomie und Stadtentwicklung. Dieser holistischen Ansatz ermöglicht eine verbesserte Vergleichbarkeit der mittlerweile weltweit durchgeführten Untersuchungen zu urbaner Ökologie und Stadtdynamiken (McDonnell et al. 2009, Breuste et al. 2008).

Die Komplexität des Systems „Stadt“ führte zunehmend zur Entwicklung eines integrativen Ansatzes, der Ökologie *für* Städte (Pickett et al. 2016). Hierbei werden die grundlegenden wissenschaftlichen Erkenntnisse eingebunden in das Verständnis der urbanen Prozesse als sozial-ökologisches System um daraus Handlungsoptionen, im Dialog mit Entscheidungsträgern und der städtischen Bevölkerung, zu generieren (Pickett et al. 2016).

Grundlegende ökologische Forschungsansätze und konzeptionelle Rahmen wurden zum Verständnis der urbanisierten und in Urbanisierung befindlichen Landschaft in das jeweilige Paradigma von Stadtökologie übertragen, z.B. „Patch Dynamics“ (Pickett et al. 2001), der klassische Ökosystem-Ansatz (Zipperer et al. 2000), Meta-Populations-Dynamiken (Marzluff et al. 2001), mechanistische Studien (Shochat et al. 2006), „Human Ecosystem Model“ (Pickett & Cadenasso 2006) sowie das Gradienten-Paradigma (Whittaker 1967, Austin 1987).

1.3. Urban-ruraler Gradient

Anfang der 1990er stellten McDonnell und Pickett (1990) einen Gradienten basierten Ansatz zur Untersuchung stadtökologischer Fragestellungen vor. Dieser Ansatz bietet die Möglichkeit, ein Verständnis für die Interaktionen zwischen den Prozessen der Stadtentwicklung und den ökologischen Strukturen und Funktionen zu entwickeln (Alberti 2008, Alberti et al. 2001). Stadtstrukturen sind meist eng vernetzt, so dass die Zersiedelung der Landschaft durch Gradienten unterschiedlicher Intensität und Ausprägung von Urbanisierungseffekten gekennzeichnet ist. Urban-rurale Gradienten spiegeln hierbei die Veränderung der Urbanisierungsparameter (u.a. Bevölkerungsdichte, Versiegelung, Straßendichte, Fragmentierung natürlicher und naturnaher Vegetationseinheiten, Offenlandanteile, Luftverschmutzung) mit zunehmender Entfernung vom Stadtzentrum wider (McKinney 2002).

Den Ansatz zum urban-ruralen Gradienten nutzte Blair (1996) beispielsweise um die Diversität von Vogelarten in Gebieten unterschiedlicher Landnutzung (Schutzgebiet, Naherholungsgebiet, Golfplatz, Wohnviertel und Geschäftsviertel) entlang eines Urbanisierungsgradienten in Santa Clara County, Kalifornien, USA, zu untersuchen. Allen und O’Conner (2000) hingegen wählten bei ihrer Studie zum Vorkommen von Vögeln in den nordöstlichen USA eine gleichbleibende Landnutzung (Seengebiete), wobei die Urbanisierungsparameter mit stufenweise, z.T. anthropogen veränderten, Umweltvariablen deutlich komplexer waren.

Der von McDonnell und Pickett (1990) vorgeschlagene Ansatz stellte einen hierarchisch aufgebauten Rahmen für die Untersuchung der multiplen kausalen Faktoren und Reaktionen, auf die im Zusammenhang mit Urbanisierung stehenden Umweltveränderungen, zur Verfügung. Die meisten ökologischen Gradienten sind sehr komplex und umfassen diverse biotische und abiotische Einflussgrößen. Ein in der Analyse

hierarchisch aufgebauter Ansatz trägt der verschachtelten Struktur ökologischer Systeme Rechnung, indem er unterschiedliche räumliche und zeitliche Ebenen integriert (Savard et al. 2000). Diese Integration ermöglicht die Analyse ursächlicher Faktoren und ökologischer Reaktionen von Arten, Gemeinschaften und ganzen Ökosystemen auf die graduellen Veränderungen (Allen & Wyleto 1983). Dies ist insbesondere relevant, da zu den primär anthropogen verursachten Gradienten zusätzliche Faktoren, die nicht- oder sekundär-anthropogen entstehen (Klima, Art-Interaktionen) Berücksichtigung finden müssen, um die Verteilung und Dichte von Organismen und Ökosystemprozesse zu verstehen (Allen & O'Connor 2000).

Alberti et al. (2001) weisen als Erweiterung des Forschungsansatzes zum urban-ruralen Gradienten daraufhin, dass es sich jedoch um einen theoretisch vereinfachten Ansatz handelt, wenn von einem linear verlaufenden Gradienten ausgegangen wird. Je nach Stadtstruktur sind urban-rurale Gradienten nicht kontinuierlich. Städte und Metropolregionen verfügen meist nicht mehr nur über einen Kernbereich mit konzentrisch abnehmenden Parametern, sondern sind mit unterschiedlich starkem Gradientenverlauf polyzentrisch aufgebaut (Alberti et al. 2001). Im Zusammenhang mit der hohen Heterogenität der Flächennutzung in urbanen Gebieten und Städten sollte auch die Untersuchungsebene eine genaue Definition erfahren (Savard et al. 2000). In einer Studie zum Vorkommen von drei verschiedenen Taxa (Vögel, Laufkäfer, Kleinsäuger) in Waldgebieten unterschiedlicher Urbanisierungsgrade (Stadtzentrum, suburbane Gebiete und periurbane Gebiete) in Rennes, Frankreich, zeigten Croci et al. (2008), dass das Artenvorkommen und die Artendichte nur durch Einbezug einer weiteren räumlichen Ebene erklärt werden konnte. Hierfür wurde zusätzlich die Vegetation im Waldgebiet („patch scale“) erfasst, sowie Landschaftscharakteristika in einem Radius von 100 m („adjacent landscape“) und 600 m („wide landscape“). Erst durch diesen hierarchischen Aufbau räumlicher Ebenen konnten Croci et al. (2008) darlegen, dass die Urbanisierungsfaktoren das Vorkommen der jeweiligen Taxa über deren Verbreitungsmöglichkeiten („dispersal“) beeinflussen. Die Skalierung ist daher entscheidend und je nach Fragestellung und ökologischen Ansprüchen der untersuchten Individuen, Populationen, Gemeinschaften oder Systemen unterschiedlich (Savard et al. 2000).

1.4. Urbanisierungseffekte

Urbanisierung resultiert in einer Vielzahl Landschafts- und Ökosystem verändernder Effekte. Diese umfassen i.a. Boden, Hydrologie, Energie- und Stoffkreisläufe, Klima und Biodiversität. Ökologische Steuergrößen, wie z.B. Temperatur, Feuchte, Wasserhaushalt, Licht, Luftchemismus, Bodenzustand, Konkurrenz und Störungsintensität sind im Unterschied zum Umland durch ineinander greifende Prozesse stark verändert (Grimm et al. 2008 a, b).

1.4.1. Landbedeckung und Boden

Die Landbedeckung wird nachhaltig verändert indem Vegetation und Wald großflächig entfernt oder umstrukturiert werden (Pauleit et al. 2005). Ehemals landwirtschaftlich genutzte Flächen werden, z.B. zum Bau von Gebäuden und damit in Zusammenhang stehender Infrastruktur, umgewidmet (Wilson & Chakraborty 2013, Eigenbrod et al. 2011, Camagni et al. 2002). Böden werden durch diese Vorgänge stark beeinträchtigt. Es kommt zu einer massiven Versiegelung von Oberfläche, zusätzliche Bodenverdichtung führt zum Verlust von ökologischen Funktionen, wie z.B. Wasserhaushalt oder Stadtklima (Scalenghe & Marsan 2009).

1.4.2. Wasser

Hydrologische Kreisläufe werden bereits an dieser Stelle durch den Verlust der Wasserdurchlässigkeit des Bodens und folgender Reduktion der Grundwasserregeneration beeinträchtigt. Eine reduzierte Evaporation kann zusätzlich zu Verödung oder Wüstenbildung im Umland führen (Barbero-Sierra et al. 2013, Scalenghe & Marsan 2009). Die Wasserverfügbarkeit in urbanen Gebieten wird nachhaltig durch hydrologische Veränderungen der Wasserscheide, als Resultat der Reduktion der Grundwassermenge oder Wasserqualität und dem erhöhten oder herabgesenkten Grundwasserspiegel, beeinflusst (Wilson & Chakraborty 2013). Es kommt verstärkt zu Wasserverschmutzung, z.B. durch Abrieb von Autoreifen auf Straßen, aber auch durch Industrie, Staub und Schwermetalle. Diese Verschmutzungen können dann mit dem Regenwasser über Oberflächenwasserverläufe in Flüsse gespült werden (Haase 2009, Tu et al. 2007). Wobei es durch versiegelte Oberflächen und den Bau von Drainagen zu schnellerem Abfluss des Wassers kommt und das Risiko für Überflutungen steigt (Wilson & Chakraborty 2013, Haase 2009, Sommer et al. 2009).

1.4.3. Luft und Klima

Als Ergebnis der großflächigen Entfernung von Wald und Grasland, kommt es zur Reduzierung der CO₂-Aufnahme durch Vegetation (Hutyra et al. 2011) sowie einer reduzierten Kapazität des Bodens, Kohlenstoff aufzunehmen (Lal 2003). Städte und urbane Regionen sind gekennzeichnet durch einen höheren pro Kopf Energieverbrauch und höhere Treibhausgas-Emissionen (Jones & Kammen 2014, Waitt & Harada 2012, Duffy 2009, Borrego et al. 2006). Neben der Verunreinigung und Eutrophierung von Grundwasser und Gewässern, verursachen Abgase, Dünger, Staub, Partikel, Straßensalz, Öl, Benzin, Diesel und anderen Substanzen eine erhebliche Luftverschmutzung im Vergleich zum umgebenden Umland (Bart 2010, Tu et al. 2007, Borrego et al. 2006). Zusätzlich kommt es durch Verkehr u. ä. zu sogenannter „Lärmverschmutzung“. Diese kann beim Menschen Schlaflosigkeit und andere Erkrankungen verursachen (Moudon 2009). Zusammen mit sogenannter „Lichtverschmutzung“ durch die besonderen Beleuchtungsbedingungen der Stadt (Bennie et al. 2014, Navara & Nelson 2007, Rich & Loncore 2006) nehmen Lärm und Licht auch Einfluss auf die Fauna und Flora urbaner Gebiete (Slabbekoorn & Peet 2003).

Die aufgeführten Veränderungen der Landbedeckung im Rahmen zunehmender Urbanisierung haben auch erheblichen Einfluss auf Temperatur und Niederschläge, nicht nur innerhalb von urbanen Bereichen und Städten sondern auch im Umland (Seto & Shepherd 2009). Eine lokalklimatische Besonderheit in diesem Zusammenhang ist die Ausbildung einer „Urbanen Wärmeinsel“ (auch „Städtische Wärmeinsel“ oder „Urban Heat Island“, UHI). Charakteristisch für dieses Phänomen sind höhere Lufttemperaturen im städtischen Bereich im Vergleich zur umgebenden Landschaft. Als Ergebnis der reduzierten Vegetationsbedeckung und erhöhten Bodenversiegelung steigt die Wärmekapazität des Untergrundes. Durch eine reduzierte (Oberflächen-) Albedo, d.h. ein reduziertes Rück- oder Abstrahlvermögen, erhöht sich die Speicherfähigkeit für Wärme, z.B. auf Gebäudeoberflächen, und sorgt für höhere, länger anhaltende Oberflächentemperaturen (Stone et al. 2010, Zhou et al. 2004, Taha 1997). Reduzierte Evapotranspiration, d.h. reduzierte Verdunstung von Boden- und Oberflächenwasser, setzt gleichzeitig die (Luft-) Feuchtigkeit herab (Taha 1997) und abkühlende Effekte bleiben aus. Erhöhte Aerosolkonzentrationen und anthropogene Wärmequellen führen zusätzlich zu steigenden Temperaturen in urbanen Gebieten (Arnfield 2003) und können veränderte Niederschlagsmuster hervorrufen (Shepherd et al. 2002, Rosenfeld 2000).

1.5. Allgemeine Muster urbaner Biodiversität

Die vielschichtigen und miteinander verbundenen Veränderungen und Modifikationen der Landschaft in der Umbildung zur urbanen Landnutzung sowie damit einhergehende Urbanisierungseffekte, nehmen umfassenden Einfluss auf die lokale Biodiversität (McKinney 2008). Dabei kann urbane Biodiversität in diesem Zusammenhang allgemein als Artenvielfalt bzw. Artenreichtum und Abundanz lebender Organismen und ihrer Habitate im Einzugsbereich menschlicher Siedlungen verstanden werden. Urbanisierungseffekte nehmen beispielsweise als abiotische Faktoren Einfluss auf urbane Biodiversität. Dieser Prozess beginnt mit der Abnahme verschiedenartiger Böden, die die Erfordernisse für Vegetationswachstum nicht mehr erfüllen (Turbé et al. 2010). Urbanisierungseffekte wie Schwermetallbelastungen der Böden, höhere Stickstoff- und Kalzium-Anlagerungen (Lovett et al. 2000), Luftverschmutzung und zunehmender Wasserstress kommen hinzu und bedingen nicht nur das generelle Vorkommen oder Fernbleiben von Arten (Grimm et al. 2008a, b, McDonnell et al. 1997), sondern wirken auch als Selektionsdruck auf ihre Anpassungsfähigkeit (Adaptation) und Entwicklung (Evolution) (Hunter 2007). Durch den Effekt der „Urbanen Wärmeinsel“ erhöhte Boden- und Lufttemperaturen wirken insbesondere auf die Vegetation. Extreme Klimaereignisse werden gepuffert und saisonale Fluktuationen gedämpft. Dies resultiert u.a. in phänologischen Veränderungen des Blühbeginns und der Samenausbreitung bei Pflanzen (Mimet et al. 2009, Shustack 2009, Neil & Wu 2006).

Weltweit ist Urbanisierung Hauptverursacher von Lebensraumverlusten für einheimische Arten (Hahs et al. 2009, Alberti 2005). Ökosysteme, die als Habitat für Flora und Fauna

dienen könnten, werden in urbanen Gebieten und Städten durch den Ausbau der typischen Bebauung und Infrastruktur so stark versiegelt, reduziert und fragmentiert, dass für viele ursprüngliche Arten die benötigte minimale Flächengröße nicht erhalten bleibt („species-area effect“) und es hierdurch zum Verlust von Diversität kommt. Blair und Launer (1997) konnten in Palo Alto, USA, am Beispiel von Schmetterlingen einen Artenrückgang hin zum Stadtzentrum aufzeigen. Ursächlich hierfür war u.a. eine Versiegelung von mehr als 80% der zentralen innerstädtischen Bereiche durch Straßen und Gebäude, so dass weniger als 20% der Fläche als Grünbereiche genutzt werden konnten (Blair & Launer 1997).

Ein weiterer negativ auf Biodiversität wirkender Aspekt ist die Strukturvereinheitlichung und Vereinfachung von Vegetation in urbanen Gebieten. Landschaftsbau und die organisierte Instandhaltung von Grünflächen in Wohn- und Gewerbegebieten, führt beispielsweise häufig zum Verzicht auf Büsche und die schnelle Entfernung von Totholz. Ersatzweise werden krautige Pflanzen oder Grasflächen etabliert (Marzluff & Ewing 2001). Diese Strukturverarmung zeigt insbesondere Einfluss auf das Vorkommen von Arten, z.B. Vögel und Kleinsäuger, deren Diversität in Zusammenhang mit Pflanzen-Artenreichtum und Vegetationskomplexität steht (Savard et al. 2000).

Urbanisierung zerstört und degradiert ursprüngliche Habitate dahingehend, dass eine Verarmung oder Veränderung der Artengemeinschaften eintritt (Raupp et al. 2010, McKinney 2008, 2006). Zusätzlich werden Nahrungsketten und -netze durch veränderte Nahrungsverfügbarkeit unterbrochen und gestört (Faeth et al. 2005). Durch die veränderten Habitatbedingungen und höheren Störungsraten (EEA 2006) kommt es langfristig zu einem Verlust ursprünglicher Arten, z.B. durch Abwanderung oder Artensterben (Hahs et al. 2009, Czech et al. 2000). Insgesamt resultieren diese Entwicklungen in einer verringerten Resilienz der Ökosysteme (Shochat et al. 2010, Scalenghe & Marsan 2009).

Zunächst wurde angenommen, dass Organismen generell negativ auf Urbanisierung reagieren (McDonnell & Pickett 1990). Auf Grundlage der im Laufe der Zeit entstandenen stadtökologischen Arbeiten zeigten sich jedoch unterschiedliche Reaktionen urbaner Flora und Fauna. McKinney (2006, 2002) unterteilte Pflanzen und Tiere basierend auf ihrer Verteilung und Abundanz entlang des urban-ruralen Gradienten in drei Kategorien: urban avoider („Vermeider“), urban adapter („Anpasser“) und urban exploiter („Nutzer“). Das Vorkommen und die Verteilungsmuster von Arten in urbanen Gebieten stellen sich skalenabhängig und je nach Kontext der Fragestellung differenziert dar. Um die Reaktionen von Arten entlang des Urbanisierungsgradienten hinreichend beschreiben zu können, postulierten McDonnell und Hahs (2008) daher eine Charakterisierung in fünf Reaktionstypen. Die Reaktion von Organismen, als Diversität und Abundanz gemessen, entlang des Urbanisierungsgradienten unterteilten McDonnell und Hahs (2008) in: no response (keine Reaktion), negative response (negative Reaktion), punctuated response (sich umkehrende Reaktion mit zunehmendem Urbanisierungsgrad), intermediate

response (Reaktion im Bereich eines intermediären Urbanisierungsgrad), positive response (positive Reaktion) und bimodale response (bimodale Reaktion).

Die Bandbreite der Reaktionen von Organismen zeigt, dass Urbanisierung nicht *per se* negativ auf Biodiversität wirkt. So weisen urbane Gebiete und Städte eine extrem hohe Habitat-Heterogenität auf, die durch viele unterschiedliche anthropogene Nutzungsformen und (Vegetations-) Anpflanzungen auch auf einer sehr kleinräumigen Ebene anzutreffen ist (Thompson et al. 2003, Savard et al. 2000). Diese kleinräumige Heterogenität kann zu besonders hoher Artendiversität (Niemelä 1999) und höherem Artenreichtum in urbanisierten Bereichen im Vergleich zum ruralen Umland führen (Wania et al. 2006). Dies gilt insbesondere für Arten mit relativ geringem Raumanspruch, z.B. Pflanzen oder Insekten, aber auch für mobile Tiere wie Vögel.

Durch die urbanen Strukturen werden gleichzeitig auch neue stadttypische Habitate und Ökosysteme mit besonderen Bedingungen geschaffen (Müller et al. 2013, Alberti 2005). Gemeinschaften urbaner Ökosysteme beinhalten meist noch Ursprungsarten der prä-urbanen Ökosysteme wie Godefroid und Koedam (2003) im Rahmen einer Studie zu Pflanzengemeinschaften eines Waldgebietes mit Anschluss an das Stadtgebiet Brüssel, Belgien, zeigen konnten. Unklar ist, ob das Verbleiben diese Arten nur in Assoziation mit den ursprünglichen Ökosystem-Fragmenten, die nun in die urbane Matrix eingebettet sind, möglich ist oder ob die Eingliederung ursprünglicher Arten in das neue System erfolgt und diese die entsprechende verfügbare Nische besetzt halten (Godefroid & Koedam 2003).

Weitere Faktoren, die zu einer höheren Biodiversität führen können, sind das Einbringen und die Verbreitung von Arten, die bereits an urbane Habitate adaptiert oder angepasst sind (Luniak 2004). Die Verwendung des Begriffs „nicht-heimische Art“ (non-nativ species) bezieht sich in diesem Zusammenhang auf die Definition der Convention on Biological Diversity (CBD). Dort wird sie definiert als: „*A species, subspecies or lower taxon, introduced outside its natural past or present distribution; includes any part, gametes, seeds, eggs, or propagules of such species that might survive and subsequently reproduce.*“ (CBD 2002)

Insbesondere nicht-heimische Arten sind vielfach durch ihren ursprünglichen Lebensraum an bestimmte Urbanisierungseffekte präadaptiert (Klima, Wasser, Störungsintensität), so dass sie positiv auf urbane Bedingungen reagieren und eine erhebliche Ausbreitung und Populationswachstum erfahren können (Parker & Nilon 2008, McKinney 2006, 2002, Smith & Engeman 2002, Soh et al. 2002). Nicht-heimische Arten sind daher auch eine wichtige Einflussgröße bei der Betrachtung invasiver Arten und ihrer Verbreitung (Shochat et al. 2010, Nobis et al. 2009, Scalenghe & Marsan 2009). Zwei Beispiele höchst invasiver, in Mitteleuropa nicht heimischer Pflanzenarten, sind *Impatiens glandulifera* (Drüsiges Springkraut) und *Fallopia japonica* (Japanischer Staudenknöterich) (Soltysiak & Brey 2012). Im Zusammenhang mit dem Auftreten von *F. japonica* konnten Maurel et al. (2013) signifikante Veränderungen in der Vegetationszusammensetzung und Bedeckung

beobachten. Durch die Bildung dichter Monokulturen dominiert und verdrängt diese Art krautige heimische Pflanzengemeinschaften (Aguilera et al. 2010). Die weiträumige Besiedelung durch *F. japonica* und *I. glandulifera* sowie der damit einhergehende negative Effekt auf die Pflanzendiversität führen in diesen Bereichen gleichfalls zu einer Reduktion der Invertebratengemeinschaft (Gerber et al. 2008).

Das Einbringen nicht-heimischer Arten in urbane Ökosysteme ist sowohl unbeabsichtigt, z.B. als „blinde Passagiere“ entlang von Handels- und Verkehrswegen mit Lastwagen, Flugzeugen oder Schiffen aber auch durch absichtliche Einfuhr von Arten für den Gartenbau, als Haus- oder Nutztiere, möglich (Mack & Lonsdale 2001). Zusätzlich hat das Alter der urbanen Strukturen einen Einfluss auf das Vorkommen nicht-heimischer Arten. Allgemein haben ältere Städte mehr nicht-heimischer Arten als erst kürzlich urbanisierte Gebiete (Pyšek & Jarošík 2005). Kleine urbanisierte Bereiche wie Dörfer oder Kleinstädte haben weniger nicht-heimischer Arten als Großstädte (Pyšek et al. 2004). Ein Beispiel wie sich der Anteil nicht-heimischer Pflanzen entlang des urban-ruralen Gradienten entwickelt, zeigte Kowarik (1995) für die Stadt Berlin, Deutschland. Waren es nur 6% nicht-heimische Pflanzen in Naturschutzgebieten außerhalb der Stadt, stieg der Anteil auf 25% in den Randbezirken, um mit 54% den höchsten Wert in zentralen Stadtgebieten zu erreichen. Die tendenzielle Zunahme von nicht-heimischen Arten in Richtung urbanem Zentrum lässt sich auch für Vögel (Marzluff 2001), Säugetiere (Mackin-Rogalska et al. 1988) und Insekten (McIntyre 2000) beschreiben.

Insgesamt betrachtet, zerstört und fragmentiert Urbanisierung natürliche Ökosysteme, verändert Ökosystemprozesse, modifiziert natürliche Störungsregime und nicht-heimische Arten werden verstärkt eingebracht. Dennoch sind Städte nicht artenarm, sondern eher als neuartige Orte mit einer einzigartigen Pflanzen- und Tiergemeinschaft zu verstehen. Berücksichtigt werden muss hierbei jedoch, dass der Rückgang ursprünglicher bzw. heimischer Arten Biodiversität inhaltlich neu definiert. Urbane Ökosysteme umfassen einen schon fast als „kosmopolitisch“ zu bezeichnenden Artenmix. Besonders in temperaten Klimazonen kann die Biodiversität, bedingt durch eine große Anzahl unterschiedlicher Habitate und Arten, deutlich höher sein als in der umgebenden Landschaft (Galluzzi et al. 2010, McKinney 2008, Luniak 2004,).

1.6. Urbane Vegetation

Für viele Menschen, insbesondere in den industrialisierten Gebieten Europas, Nordamerikas und Asiens, ist der primäre Kontakt mit „Natur“ das Erleben von Pflanzen und Tieren in Städten und urbanisierten Bereichen (Müller et al. 2013). Durch spezifische urbane Vegetationscharakteristika werden Habitatbedingungen, Artenvielfalt und die Verbreitung städtischer Faunen maßgeblich beeinflusst (Faeth et al. 2011). In diesem Zusammenhang soll im Folgenden ein kurzer Überblick über die Erscheinungsformen städtische Vegetation und das Vorkommen sowie die Verteilungsmuster urbaner Floren gegeben werden.

Einen gut strukturierten Überblick, wie Stadtnatur gegliedert werden kann, schaffte Kowarik (1992) durch die Charakterisierung von vier urbanen „Naturarten“. Diese Einteilung spiegelt die Vielfalt anthropogen geprägter Naturbedingungen wieder und umfasst insbesondere die Eigenheiten städtischer Flora. *Natur der ersten Art* beschreibt Wälder und Feuchtgebiete am Stadtrand, die von Kowarik (1992) noch als „ursprüngliche Naturlandschaft“ bezeichnet werden. Wobei Stadteinflüsse (Wasserhaushalt, Eutrophierung, Artenveränderung etc.) schon erkennbar und stärker ausgeprägt sind als in ländlichen Gebieten. *Natur der zweiten Art* bezeichnet „landwirtschaftliche Kulturlandschaft“, d.h. Wiesen, Weiden und Äcker am Stadtrand, jedoch auch Hecken, Heiden, Trifte und Trockenrasen. Bestimmte Formen, wie z.B. Trockenrasen, sind ebenfalls den Stadteinflüssen ausgesetzt und verschwinden stetig. Neben der anthropogenen Beeinflussung ist für diese „Naturart“ das Einbringen ausbreitungstarker nicht-heimischer Pflanzen, insb. Gehölze, ein Einflussfaktor. *Natur der dritten Art* umfasst nach Kowarik (1992) die „symbolische Natur der gärtnerischen Anlagen“. Hierbei handelt es sich vermutlich um die am stärksten als Stadtgrün wahrgenommene Naturform. Sie beinhaltet aus wirtschaftlichen Gründen entstandene Nutzgärten und Stadtgärten bzw. Parks. Die *Natur der dritten Art* beschreibt alle beabsichtigt angelegten und vom Menschen gepflegten oder ehemals gepflegten Formen, z.B. Gärten als Hausgärten oder Kleingärten, Spiel- und Sportplätze, kleine und große Grünanlagen mit Rasenansaat und Gehölzpflanzungen aber auch Verkehrsgrün, Einzelbäume und Alleen. Mit der *Natur der vierten Art*, der „spezifisch urban-industriellen Natur“, wird spontane Vegetation auf zumeist stark anthropogen modifizierten Standorten (Baulücken, stillgelegte Bahnanlagen) zusammengefasst. Auf diesen Ruderal- und Brachflächen siedeln sich je nach Sukzessionsstadium charakteristische Pioniergesellschaften, spontane Gebüschgesellschaften oder städtische Vorwälder an (Kowarik 1992). Deutlich werden durch die Einteilung in „vier Naturarten“ auch die starke Heterogenität urbaner Landschaft und die Vielfalt städtischer Ökosysteme und Lebensräume.

Die Verteilung von Pflanzenarten in urbaner Landschaft wird nach Pickett et al. (1987) durch drei primäre Faktoren beeinflusst: die Verfügbarkeit geeigneter Standorte (site availability), das Vorhandensein geeigneter Arten (species availability) sowie die Fähigkeit einer Art unter den abiotischen und biotischen Bedingungen zu existieren (species performance). Basierend auf der Theorie, dass die Gesamtheit aller in urbanen Gebieten befindlichen Pflanzen ihren Ursprung in diesen drei Ausgangsbeständen hat, erweiterten Williams et al. (2009) den Ansatz von Pickett et al. (1987) zu einem konzeptionellen Rahmen zur Vorhersage von Auswirkungen von Urbanisierung auf die städtische Flora. Pflanzen urbaner Gebiete sind Williams et al. (2009) folgend: (1) heimische Arten, die bereits vor der Urbanisierung im Gebiet angesiedelt waren, (2) regional-heimische Arten, die jedoch nicht direkt im urbanisierten Gebiet vorkamen und jetzt neu geschaffene Habitate besiedeln oder (3) nicht-heimische Arten, die durch den Menschen eingeführt wurden und sich in der urbanen Umwelt etabliert haben.

Dieser „Artenpool“ durchläuft in Folge von Urbanisierung eine Reihe von „Filtern“ die eine veränderte Habitatverfügbarkeit, neue räumliche Anordnung von Lebensräumen, einen veränderten „Artenpool“ sowie einen neuartigen Selektionsdruck auf Populationen die in der urbanen Umwelt bestehen, hervorrufen (Williams et al. 2009). Nach Williams et al. (2009) wird das heutige Vorkommen und die Verteilung von Pflanzenarten in urbanen Landschaften primär durch diese vier Faktoren modifiziert. Die Transformation von Lebensraum schafft neuartige städtische Habitate. Dies kann die Besiedelung durch neue Arten fördern, gleichzeitig jedoch auch zum Verlust heimischer Arten und Pflanzengemeinschaften führen. Fragmentierung von Lebensraum führt zu einem Rückgang von Arten die nicht in kleinen isolierten Gebieten überdauern können. Diese Flächen werden dann jedoch von anderen, neuen Arten besiedelt. Die Besonderheiten urbaner Umweltbedingungen (z.B. Luft-, Licht-, Lärmverschmutzung, „Urbane Wärmeinsel“) wirken als Selektionsfaktoren auf Pflanzenarten. Letztendlich wird insbesondere urbane Vegetation stark von menschlichen Präferenzen geprägt, die maßgeblich dazu beitragen welche Arten entfernt oder hinzugefügt werden (Williams et al. 2009).

1.7. Tiere in der Stadt

So wie der Mensch Städte und urbane Strukturen nach seinen Bedürfnissen prägt, so bringt er auch eine hohe Anzahl von Heim- und Haustieren in seinen Lebensraum ein. Im Jahr 2016 lebten in der Bundesrepublik Deutschland u.a. circa 13,4 Millionen Katzen und schätzungsweise 8,6 Millionen Hunde (IHV 2017). In Städten kommt es neben verstärkter hygienischer Belastung durch Hundekot in verbliebenen Grünbereichen auch zur Förderung von Krankheitsübertragung durch den unmittelbaren Kontakt der Menschen zu ihren Haustieren, beispielsweise wirken Katzen als Wirt für den Parasiten *Toxoplasma gondii* (Gilot-Fromont et al. 2012). Insbesondere freilaufende Katzen und Hunde können durch Störung von Wild oder bodenbrütenden Vögeln und Kleinsäugetern, in Stadtwäldern und Naturschutzgebieten erhebliche ökologische Schäden verursachen (Breuste et al. 2016, Loss et al. 2012, Baker et al. 2005). Das primäre Interesse der zoologischen Stadtökologie richtet sich jedoch auf die Untersuchung der vorkommenden Wildtiere.

1.7.1. Einfluss urbaner Strukturen auf das Vorkommen von Tieren

Einer dauerhaften Besiedelung der Stadt durch Wildtiere liegt oft der Verlust von oder die Verdrängung aus außerstädtischen Lebensräumen zugrunde. Städte bieten dabei Ersatzlebensräume mit vergleichbaren aber auch neuen Eigenschaften. Durch ein reiches Nahrungsangebot, Winterfütterungen, vielfältige Nist-, Versteck- und Rastmöglichkeiten und fehlende Konkurrenz bieten urbane Gebiete für einige Arten Vorteile gegenüber der sie umgebenden Kulturlandschaft (Breuste et al. 2016). Beispiele hierfür sind u.a. Wildschweine (*Sus scrofa*) (Kotulski & König 2008). Für Steinmarder (*Martes foina*) konnten Herr et al. (2010) zeigen, dass 97% der Tiere in der urbanen Region Luxemburgs ihre Bauten bzw. Höhlen in Gebäuden eingerichtet hatten. Studien zum Rotfuchs (*Vulpes*

vulpes) in der Stadt Zürich, Schweiz, zeigten eine zunehmende Nutzung anthropogener Nahrungsquellen (Contesse et al. 2004). Zusätzlich weisen Ergebnisse der Studien von Gloor et al. (2001) und Contesse et al. (2004) darauf hin, dass Rotfüchse in Städten kleinere Aktionsräume haben sowie höhere Populationsdichten aufweisen als auf dem Land (Gloor et al. 2001, Marks & Bloomfield 1999). Demgegenüber stehen Nachteile der Stadtbesiedelung, z.B. häufige Störungen und technische Gefahren wie Verkehr und Lichtfallen für Insekten (Breuste et al. 2016).

Urbane Strukturen und Gebäude in Städten bieten einigen Tierarten neue Habitate. So finden beispielsweise Greifvögel in Kirchtürmen und ähnlichen Strukturen Nistmöglichkeiten. Kübler et al. (2005) untersuchten in Berlin, Deutschland, 10 Brutplätze von Turmfalken (*Falco tinnunculus*) in drei unterschiedlichen Urbanisierungszonen. Es zeigte sich kein Unterschied im Bruterfolg der Tiere zwischen den Paaren des stark urbanisierten Stadtzentrums und den Randgebieten der Stadt. Um die Ansiedlung und den Bestand der Tiere weiter zu fördern, werden ihnen an geeigneten Stellen Nisthilfen zur Unterstützung angebracht (Kübler et al. 2005). Andere Arten bevorzugen Brücken sowie Über- und Unterführungen als Rast- und Nistplätze. So haben beispielsweise die Arten *Petrochelidon pyrrhonota* (Fahlstirnschwalbe) und *Petrochelidon fulva* (Höhlschwalbe) auf diese Weise ihre natürliche Ausbreitung in urbane Gebiete der USA hinein ausgedehnt (Adams & Lindsay 2011). Für die USA konnten Keeley und Tuttle (1999) in einer umfangreichen Studie feststellen, dass 24 der 45 vorkommenden Fledermausarten Brückenstrukturen als Schlaf- und Ruheplätze nutzen.

Für andere Arten hingegen sind urbane Gebäudestrukturen ein unüberwindbares Hindernis. Verschiedene Referenzen zusammenfassend, errechneten Adams und Lindsay (2011), dass jährlich über 100 Millionen Zug- und Standvögel durch Kollisionen mit Fensterscheiben sterben. Zusätzlich werden ca. 1,2 Millionen Vögel beim Zusammenstoß mit Sende- und Funktürmen getötet. Eine ebenso hohe Gefährdung bilden Straßen, insbesondere für kleine und sich langsam fortbewegende Arten (Forman & Alexander 1998). Glista et al. (2008) zählten 10 515 getötete Tiere entlang einer 12 km langen Straßenstrecke in Indiana, USA, in einem Zeitraum von 17 Monaten. Über 9 100 der getöteten Tiere gehörten zur Ordnung der Anura (hier insbesondere Frösche und Kröten), die im Zuge ihrer Laichwanderungen auf der Straße erfasst wurden (Glista et al. 2008).

Schlüsselfaktoren bei der Besiedelung von Tierarten in urbanen Gebieten sind die Verfügbarkeit von Lebensräumen und deren Qualität (Nilon et al. 2009, Hamer & McDonnell 2008). Die Verfügbarkeit wird u.a. beeinflusst von Fragmentierung, Isolierung und Maßnahmen der Wiederherstellung. Die Qualität ist darüber hinaus abhängig von der Bebauung oder sonstiger Ausstattung der Flächen und den umgebenden Strukturen, hydrologischen Prozessen und Feuchtperioden, An- und Abwesenheit von heimischen oder nicht-heimischen Prädatoren und Konkurrenten, Wasserqualität und Verschmutzung, Krankheiten, durch Menschen verursachte Störungen und kleinräumigen Veränderungen von Witterungseinflüssen (Hamer & McDonnell 2008).

Fragmentierung als ein Urbanisierungseffekt beeinflusst maßgeblich die Größe, Qualität und das Muster des Vorkommens von Habitaten und wird hierdurch u.a. in Verbindung mit reduziertem Artenreichtum und veränderter Artenzusammensetzung bei Vertebraten gebracht (Donnelly & Marzluff 2006, Collinge 1996). Bei der vermutlich am besten in Städten untersuchten Tiergruppe, den Vögeln, zeigte sich, dass die Individuendichte im Vergleich zu ruralen oder natürlichen Habitaten in Gebieten mittlerer Urbanisierung und hoher Habitatheterogenität zunimmt (Shochat et al. 2010, McKinney 2008, Chase & Walsh 2006).

1.7.2. Tierarten entlang des urban-ruralen Gradienten

Eine Vielzahl von Untersuchungen zum Vorkommen von Tieren wurde entlang urban-ruraler Gradienten durchgeführt (Insekten: McIntyre et al. 2001, Weller & Ganzhorn 2004; Vögel: Blair 1996, Maeda & Maruyama 1991, Ganzhorn & Eisenbeiß 2001; Säugetiere: Bowers & Breland 1996). Im Mittelpunkt standen hierbei die Wirkung sich räumlich bedingt verändernder Effekte auf die Artenvielfalt und das Dichtevorkommen einzelner Arten (McKinney 2002). In einer Zusammenstellung von 51 Studien zum Einfluss von Urbanisierung auf den Artenreichtum von Vögeln entlang urban-ruraler Gradienten, zeigte Marzluff (2001), dass 31 Studien (61%) geringeren Artenreichtum in urbanen Gebieten im Vergleich zu ruralen Gebieten aufwiesen. In den weiteren 20 Studien zeigte sich hingegen eine Zunahme oder keine Veränderung im Artenreichtum in urbaneren Bereichen (Marzluff 2001). Chase & Walsh (2006) schlussfolgerten, dass der Artenreichtum bei Vögeln über unterschiedliche Habitattypen hinweg generell mit steigendem Urbanisierungsgrad abnimmt. McKinney (2008) fasste die Ergebnisse von 88 Studien zum Artenreichtum entlang von Urbanisierungsgradienten in Asien, Nord- und Südamerika, Europa und Australien zusammen. Die Datengrundlage umfasste 31 Studien zu Säugetieren, Reptilien und Amphibien sowie 57 Studien zu Invertebraten. Es zeigte sich, dass die Veränderungen im Artenreichtum entlang des Gradienten zwischen den beiden Gruppen unterschiedlich ausfielen. Vertebraten zeigten nur in zwei Studien eine Zunahme im Artenreichtum zwischen Gebieten mit geringer und mittlerer Urbanisierung, 14 Studien zeigten eine Abnahme und in einer Studie konnte keine Veränderung ermittelt werden. Bei den Studien zu Invertebraten zeigten 14 Studien eine Zunahme im Artenreichtum, 30 Studien zeigten eine Abnahme und 3 konnten keine Reaktion feststellen (McKinney 2008). Im Vergleich von Gebieten mittlerer Urbanisierung und stark urbanisierten Bereichen, konnte eine der Studien zu Invertebraten eine Zunahme des Artenreichtums aufzeigen. Wohingegen 21 Studien zu Vertebraten einen Artenrückgang beschrieben (McKinney 2008).

Zusammenfassend weist die Mehrheit der Studien darauf hin, dass die Artendiversität unterschiedlicher Gruppen entlang des urban-ruralen Gradienten variiert, wobei der Artenreichtum meist zum urbanen Kern hin abnimmt (Faeth et al. 2011). Bei Vögeln hingegen konnte an der Übergangszone zwischen natürlichen oder naturnahen zu urbanisierten Gebieten ein hoher Artenreichtum festgestellt werden (McKinney 2008, Marzluff 2001). Diese intermediär urbanisierten Gebiete bestehen meist aus einem

Lebensraummosaik hoher Heterogenität und verfügen über ein reiches Nahrungsangebot und eine Vielfalt von Nist- und Aufenthaltsmöglichkeiten (Leveau & Leveau 2005, Allen & O'Connor 2000).

1.7.3. Allgemeine Charakteristika von Tierarten der Stadt

Für das Vorkommen von Tierarten sind neben den räumlichen Voraussetzungen der Landschaft auch artspezifische Charakteristika ausschlaggebend. Hamer und McDonnell (2008) bezeichnen diese zum einen als „species availability“ -die Verfügbarkeit einer Art wird dabei durch ihre geographische Verbreitung, Ausbreitungsverhalten und Demographie beschrieben-, zum anderen als „species response“- die Reaktion ist hierbei durch die Life History und Eigenschaften der Art sowie Reaktionsschwellen und Metapopulationsdynamiken gekennzeichnet.

Über diese Bedingungen hinaus, verfügen Tierarten die sich erfolgreich in urbanen Strukturen etablieren konnten, über Eigenschaften und Anpassungsstrategien die Adams und Lindsay (2009) zu acht Charakteristika zusammengefasst haben. Diese umfassen (1) physiologische Toleranz gegenüber den z.T. stark veränderten abiotischen Faktoren, (2) große zoogeographische Verbreitung (mehrere Kontinente), (3) keine speziellen Umweltansprüche (insb. bzgl. Nahrungs- und Wasserressourcen), (4) hohe Reproduktions- und Überlebensraten, (5) Habituation an menschliche Aktivitäten, (6) wenig Konkurrenz und/oder keine Prädatoren, (7) Anpassungsfähigkeit an die stark fragmentierte urbane Landschaft und damit verbundene Randeffekte, (8) hohe, durch Immigration bedingte Besiedelungsraten.

Viele Tierarten der Stadt und urbaner Gebiete sind Generalisten oder Arten, die ökologisch an Menschen angepasst oder sogar assoziiert sind (sog. synantrophe Arten). Diese synantropen Arten nehmen in Städten zu und „ersetzen“ ursprüngliche Arten in der Gemeinschaft. Es kommt zu einer Um- und Neubildung der Tiergemeinschaften (McKinney 2006). Es kann sich bei diesen Arten sowohl um heimische Arten, die sich als „adapter“ oder „exploiter“ (McKinney 2006, 2002) angepasst und ihr natürliches Vorkommen ausgeweitet haben, als auch um eingeführte nicht-heimische Arten handeln, die gut auf die urbanen Bedingungen reagieren und so eine erhebliche Ausbreitung und Populationswachstum erfahren.

1.8. Kleinsäuger

Kleinsäuger, hier insbesondere Vertreter der Ordnung Rodentia (Nagetiere) und Eulipotyphla (Insektenfresser), sind eine sehr gut geeignete Gruppe von Organismen, um den Einfluss anthropogener Veränderungen zu untersuchen. Eine Klassifizierung von Säugetieren in Kleinsäuger, mittelgroße Säuger und Großsäuger wird zumeist über das Gewicht vorgenommen. Oxley et al. (1974) definieren Kleinsäuger beispielsweise als Säugetiere mit einem Gewicht unter 700 g, wohingegen bei Dickmann (1987) bereits Tiere

mit einem Gewicht über 300 g als große Säugetiere gelten. Für diese Arbeit dient der Begriff „Kleinsäuger“ als Sammelbegriff für Arten bis 300 g.

Kleinsäuger können mit ihrer Stellung auf einer mittleren Trophieebene, Einfluss auf das Vorkommen anderer Arten nehmen. Zum einen als Konkurrenten um Ressourcen (Eccard & Ylönen 2003, Morin 1999), zum anderen sind sie Beuteorganismen für größere, carnivore Arten (z.B. Greifvögel), deren Vorkommen in der Stadt oft von übergeordnetem Interesse für den Naturschutz ist (Ekernas & Mertes 2006, Hollander & Vander Wall 2004, Pusenius et al. 2000). Zusätzlich sind granivore Kleinsäuger der Samenausbreitung dienlich und erfüllen damit auch eine biozönotische Funktion (Henttonen & Niethammer 1982). Insbesondere herbivore Arten können eine Schlüsselrolle bei der Beeinflussung der Vegetationsdynamik einnehmen (Gutierrez et al. 1997). Bedingt durch eine verhältnismäßig kurze Generationszeit ist es Kleinsäugetern möglich, relativ schnell auf sich ändernde Umweltbedingungen zu reagieren und sie können hierdurch Veränderungen im Ökosystem anzeigen. Das Vorkommen bestimmter Arten, z.B. *Micromys minutus* (Zwergmaus) und *Neomys fodiens* (Wasserspitzmaus), kann aufgrund ihrer speziellen Habitatansprüche als guter Indikator für den Status eines Ökosystems gesehen werden (Chernousova & Tolkachev 2007, Greenwood et al. 2002). Zudem sind Kleinsäuger als Überträger humanpathogener Krankheitserreger (Hanta Virus, Borrelien, FSME) wichtig (Krüger et al. 2013, Ulrich et al. 2009, 2003), da Abundanzzunahmen aufgrund des in Städten klimatisch begünstigten Anstiegs der Nahrungsverfügbarkeit (Övergaard et al. 2007) im direkten Zusammenhang mit gehäuften Infektionen beim Menschen stehen (Klempa 2009).

Kleinsäuger sind überall im städtischen Bereich präsent (Dickman & Doncaster 1989, 1987). Dickman & Doncaster (1987) konnten in einer Studie zeigen, dass das Vorkommen von Kleinsäugetern in der Stadt Oxford, Großbritannien, stark von der Vegetationsstruktur abhängig war, wobei die Tiere Strukturen im urbanen Gebiet vorzogen, die denen in ruralen Bereichen entsprachen. Die Ergebnisse dieser Studie deuten darauf hin, dass nicht die großskalig betrachteten urbanen Landschaften einen Faktor für das Vorkommen von Kleinsäugetern darstellen, sondern eher Faktoren wie die Vegetationsstruktur einzelner Flächen (Dickman & Doncaster 1987). Die Arealansprüche von Kleinsäugetern sind relativ gering, so dass sie auch in kleinen Lebensräumen in einer heterogenen Landschaft überleben können (Ekernas & Mertes 2006, Andren 1994). Kleinsäuger bewegen sich auf einer mittleren Mobilitätsebene (Stradiotto et al. 2009). D.h. sie können größere Entfernungen überwinden, reagieren aber sensibel auf Barrieren wie z.B. Straßen. Wobei McGregor et al. (2008) durch ein Translokationsexperiment mit *Peromyscus leucopus* (Weißfußmaus) in der Stadt Ottawa, Kanada, zeigen konnten, dass Straßen als Strukturelement und nicht die Intensität des Autoverkehrs die primäre Barrierewirkung ausmachen. Obgleich sich die Artenzusammensetzung von Kleinsäugetergemeinschaften entlang eines urban-ruralen Gradienten in der Metropolregion New York, USA, zwischen unterschiedlichen Habitattypen (Wald, Salzmarsch, Buschland, Wiesen) signifikant unterschied, ergab sich für die Gesamtdichte der Arten in den jeweiligen Habitaten kein

Unterschied (Ekernas & Mertes 2006). Für Waldgebiete konnten Ekernas und Mertes (2006) zeigen, dass der Grad der Urbanisierung, die Flächengröße und das Vorkommen von Rehen keinen Einfluss auf die Artendiversität hatten. Es gab jedoch eine negative Korrelation zwischen Wildvorkommen und Kleinsäugerdichte sowie Größe des Waldfragments und Kleinsäugerdichte. Ekernas und Mertes (2006) schlussfolgern daraus, dass kleine urbane Waldflächen deutlich höhere Kleinsäugerdichten aufweisen können als große Gebiete. Als Ursache hierfür kann möglicherweise die durch Barrieren verhinderte Abwanderung von Tieren (dispersal) aus den Gebieten Berücksichtigung finden, wodurch es auf kleinen Fragmenten zu sehr hohen Populationsdichten kommen kann (Mahan & O'Connell 2005).

1.9. Ziel und Fragestellung dieser Arbeit

Ziel der vorliegenden Arbeit ist es, den Einfluss von Verstädterung auf Kleinsäugergemeinschaften (Muridae, Arvicolidae, Soricidae) und die Kondition der einzelnen Individuen entlang eines urban-ruralen Gradienten zu untersuchen. Die Ergebnisse sollen dazu dienen, Effekte von Verstädterung auf Gemeinschafts- und Individualebene zu definieren.

In vorhergehenden Untersuchungen zum Artvorkommen von Kleinsäufern in urbanen Gebieten wurden zumeist einzelne, nicht verbundene Flächen untersucht (Crocì et al. 2008, Ekernas & Mertes 2006, Dickman & Doncaster 1989). Diese wurden auf Grundlage unterschiedlicher Parameter in verschiedene Urbanisierungskategorien eingeteilt. In der vorliegenden Arbeit konnte darüber hinaus ein natürlicher urban-ruraler Gradientenverlauf entlang der in das Stadtzentrum Hamburgs, Deutschland, fließenden Flüsse Alster und Wandse untersucht werden.

Vor diesem Hintergrund wurden in der vorliegenden Arbeit folgende Fragestellungen untersucht:

1. Aus Sicht von Habitatcharakteristika wurde gemessen, inwieweit sich die Artengemeinschaft von Kleinsäufern in Hamburg entlang von urban-ruralen Gradienten ändert.

Diese Frage wurde auf drei verschiedenen räumlichen Skalen betrachtet:

- 1.1. Großräumig in Relation zu einem durch Schmidt et al. (2014) definierten Urbanisierungsgrad pro km² (Ebene 1),
 - 1.2. Auf der Basis der Vegetationsstruktur 100 m langer Transekte (Ebene 2),
 - 1.3. Auf Ebene der Strukturen von Mikrohabitaten auf 4 m² großen Flächen direkt am Fallenstandort (Ebene 3).
2. Aus Sicht der Kleinsäuger wurde gemessen, inwieweit sich die Kondition der Tiere (als Maß für die Qualität eines Lebensraums und potenziellen Reproduktionserfolg) in Relation zu den oben genannten Skalen ändert.

2. Material und Methoden

2.1. Die Stadt Hamburg als Studiengebiet

Diese Studie wurde in der Hansestadt Hamburg (53° 33' 4" N, 9° 59' 37" E), im Norden Deutschlands, durchgeführt. Die administrativen Grenzen des Stadtstaats umfassen ein Gebiet von 755 km². Mit einer Bevölkerungsanzahl von 1,8 Millionen ist Hamburg, nach Berlin, die zweitgrößte Stadt Deutschlands und das Zentrum der Metropolregion Hamburg. Charakteristisch für Hamburg ist der im Zentrum der Stadt gelegene Seehafen. Rund 72 km² groß, deckt er 10% der Fläche des Stadtgebietes ab (HPA 2017). Der Hafen entstand am Flusslauf der Elbe; diese fließt aus süd-östlicher Richtung kommend durch Hamburg, um dann im Nordwesten in die Nordsee zu münden. Durch diesen Verlauf bildet die Elbe eine natürliche Ausbreitungsbarriere von Arten und teilt die Stadt in einen nördlichen und einen südlichen Teil. Im Stadtgebiet Hamburg sind ca. 448 km² als Siedlungs- und Verkehrsfläche, 185 km² als Landwirtschaftsfläche und 56 km² als Waldfläche erfasst (Statistische Ämter des Bundes und der Länder 2016). Mit 33 ausgewiesenen Naturschutzgebieten stehen ca. 9% der Stadtfläche unter besonderem Schutz (Behörde für Umwelt und Energie Hamburg 2017).

Die biogeographische Lage Hamburgs an der Grenze von atlantischer und kontinentaler Region spiegelt sich auch im Klima wieder. So ist Hamburg geprägt durch ein temperates und ozeanisch beeinflusstes Klima (Hoffmann & Schlünzen 2010). Die durchschnittliche Jahrestemperatur liegt bei 9°C mit jährlichen Niederschlägen von 770 mm (DWD 2017). Hierbei sind die Winter mild, die Sommer moderat warm und Niederschläge erfolgen kontinuierlich über das gesamte Jahr (Hoffmann & Schlünzen 2010). Als mittelgroße Stadt bildet Hamburg eine „Urbane Wärmeinsel“ aus, die in den Sommermonaten einen durchschnittlichen Temperaturunterschied zwischen dem Stadtzentrum und dem ruralen Umland von 2,5°C bis 2,9°C entwickelt (Schlünzen et al. 2010).

2.2. Untersuchungsgebiete zur Erfassung von Kleinsäugergemeinschaften

Die Untersuchungsgebiete zur Erfassung von Kleinsäugergemeinschaften wurden entlang zweier Gewässerachsen in Hamburg, Deutschland, ausgewählt. Die Fließrichtung der Gewässer verläuft von Norden (Alster) und Nordosten (Wandse) aus dem Hamburger Umland ins Stadtzentrum. Je Flusslauf konnten vier Untersuchungsgebiete etabliert werden.

Die Gebiete unterliegen unterschiedlichen Nutzungen (Naturschutzgebiet, Naherholung, Wege). Um den natürlichen Verlauf des urban-ruralen Gradienten zu erfassen, wurden die einzelnen Untersuchungsgebiete primär nach dem Kriterium ihrer städtischen Beeinflussung (Urbanisierungsgrad) ausgewählt.

2.2.1. Auswahlkriterium Urbanisierungsgrad

Zur Kategorisierung des Urbanisierungsgrades (UG) wurde der Definition von Schmidt et al. (2014) gefolgt. Grundlage für den von Schmidt et al. (2014) entwickelten Urbanisierungsindex war die Einteilung des Hamburger Stadtgebietes in 1km² große Rasterzellen. Für jede dieser Gitterzellen wurde zur Definition des Urbanisierungsindex die Summe der Variablen Bodenversiegelung, Bevölkerungsdichte und jährliche Durchschnittstemperatur abzüglich des Anteils von Grünflächen berechnet. Die Ergebnisse wurden in drei Gruppen unterteilt: hohe, mittlere und geringe Urbanisierung (für eine ausführliche Beschreibung siehe Schmidt et al. (2014)). Die in vorliegender Arbeit zum Vorkommen von Kleinsäugerarten beschriebenen Gebiete des UG 1 entsprechen Flächen geringer Urbanisierung, Gebiete des UG 2 waren Flächen mittlerer Urbanisierung und Gebiete des UG 3 zeigen einen hohen Urbanisierungsgrad.

2.2.2. Lage der Untersuchungsgebiete

Zwei der für diese Arbeit ausgewählten Gebiete lagen nahe des Stadtzentrums (Alster 1 und Wandse 1; UG 3), drei Gebiete befanden sich in suburbanen Stadtbereichen (Alster 2, Wandse 2 und 3; UG 2) und drei Gebiete waren in naturnaher Landschaft (Alster 3 und 4, Wandse 4; UG 1) (Abb. 1).

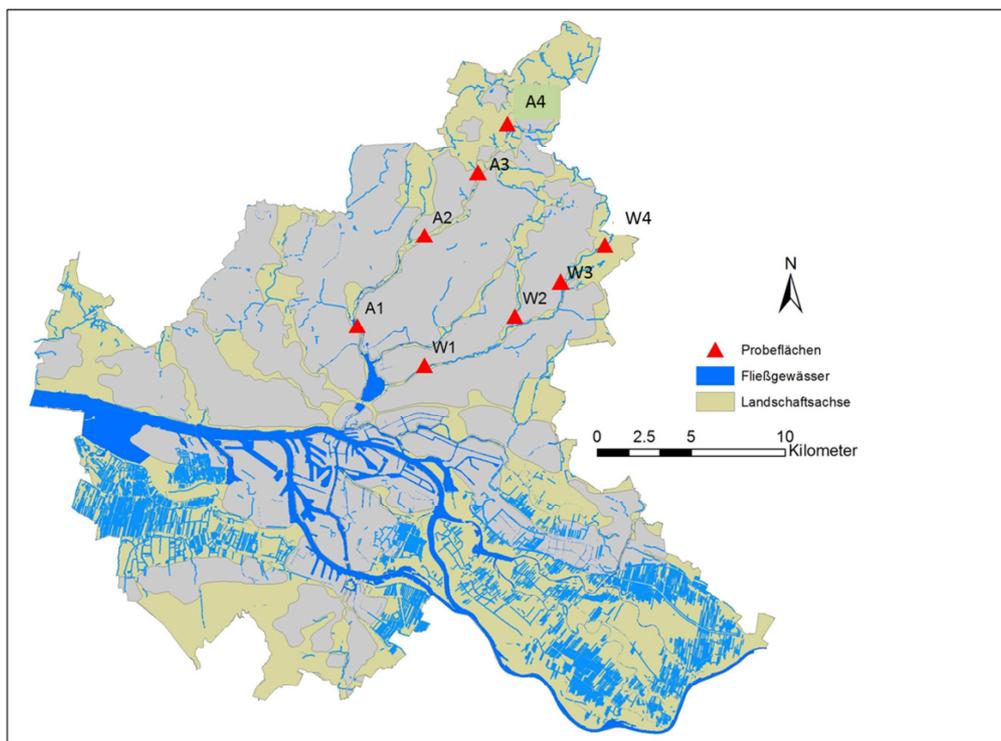


Abbildung 1: Stadtfläche Hamburg. Rote Dreiecke markieren die Untersuchungsgebiete entlang der Fließgewässer Alster (A1 bis A4) und Wandse (W1 bis W4).

Bei der Auswahl der Gebiete wurde darauf geachtet, dass in einem Radius von ca. 500 m ausreichend Uferbegleitvegetation oder zusammenhängende Grünfläche vorhanden waren, um mindestens drei Transekte als Fangstandorte einrichten zu können.

2.2.3. Charakterisierung der Untersuchungsgebiete an der Alster

Die Quelle des Flusses Alster entspringt in der Gemeinde Henstedt-Ulzburg, Schleswig-Holstein, Deutschland. Der Alsterlauf erreicht an der Nordspitze, im Stadtteil Duvenstedt, das Hamburger Stadtgebiet und mündet mit einer Länge von 56 km im Stadtzentrum in die Außenalster, die mit der Binnenalster den Alstersee bildet. Schon vor der Stadtgrenze Hamburgs beginnt der sogenannte Alsterwanderweg. Diesem kann entlang der Alster bis in die Hamburger Innenstadt gefolgt werden (Gretzschel & Zapf 1997).

Alster 1

Das Untersuchungsgebiet Alster 1 (A1) befindet sich ca. 4 km nördlich des Hamburger Stadtzentrums. Umgeben von Blockrandbebauung und Hauptverkehrsstraßen hat es einen hohen Urbanisierungsgrad (UG 3). Parkgehölze und Altbaumbestand (Erlen, Weiden) dominieren die Uferbegleitvegetation des in diesem Gebiet kanalisierten Flusslaufs. Im nördlichen Bereich grenzen Kleingartenkolonien an die östliche Uferseite (Abb. 2).

Alster 2

Das Untersuchungsgebiet Alster 2 (A2) erstreckt sich nördlich der ehemaligen Fuhlsbüttler Schleuse, die 2012/13 zu einem Wehr umgebaut wurde. Der Alstergrünzug hat an dieser Stelle den Status eines Landschaftsschutzgebietes (BUE Hamburg 2017), ist jedoch von lockerer Block- und Einzelhausbebauung umgeben, so dass der Grad der Urbanisierung im mittleren Bereich liegt (UG 2). Die Ufervegetation besteht weitestgehend aus Gehölzen, z.T. kommen Altbaumbestände vor (Abb. 3).

Alster 3

Das Untersuchungsgebiet Alster 3 (A3) liegt auf dem Gelände der durch den Naturschutzbund Hamburg (NABU 2017) betreuten Mellingburger Alsterschleife. Umgebende Bebauung ist nur vereinzelt durch Einzelhäuser gegeben und fehlende urbane Einflüsse führen zu einem niedrigen Urbanisierungsgrad (UG 1). Die Fläche ist nicht frei zugänglich. In Zentrum befindet sich ein Halbtrockenrasen der im Osten an eine Streuobstwiese grenzt. Ein breiter Ufergehölzsaum bildet den Übergang zum Alsterlauf (Abb. 4).

Alster 4

Das Untersuchungsgebiet Alster 4 (A4) befindet sich im südlichen Bereiche des Wohldorfer Waldes, diese Bereiche sind seit Juni 2013, zusätzlich zum nord-östlich angrenzenden Waldgebiet das seit 1980 unter Schutz steht, als Naturschutzgebiet ausgewiesen (BUE Hamburg 2017). Der Urbanisierungsgrad ist niedrig (UG 1). Im Untersuchungsgebiet befinden sich sowohl Flächen mit Buchenhallenwald als auch Nadelwald, die nur durch Spazierwege zugänglich sind (Abb. 5).

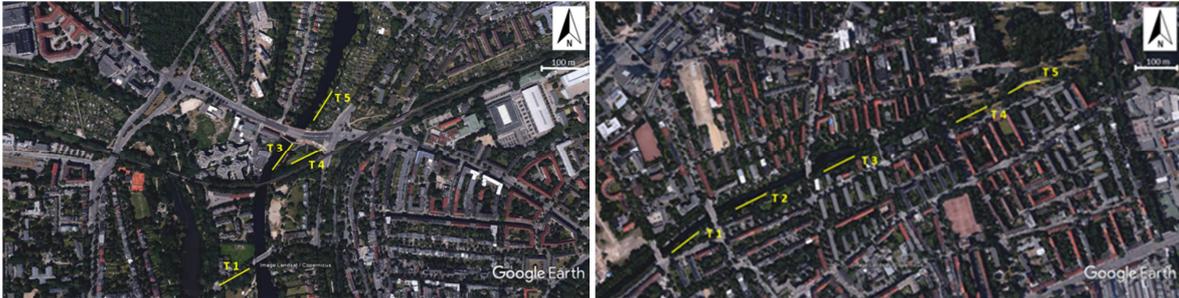


Abbildung 2: Untersuchungsgebiete Alster 1 (links) und Wandse 1 (rechts). Beide Gebiete entsprechen einem UG 3. Transekte sind als gelbe Linien dargestellt. Transekt 2 im Untersuchungsgebiet Alster 1 musste aufgrund von Baumaßnahmen nach der 1. Nacht aufgegeben werden. (Quelle: Google Earth 2017, Image Landsat/Copernicus)

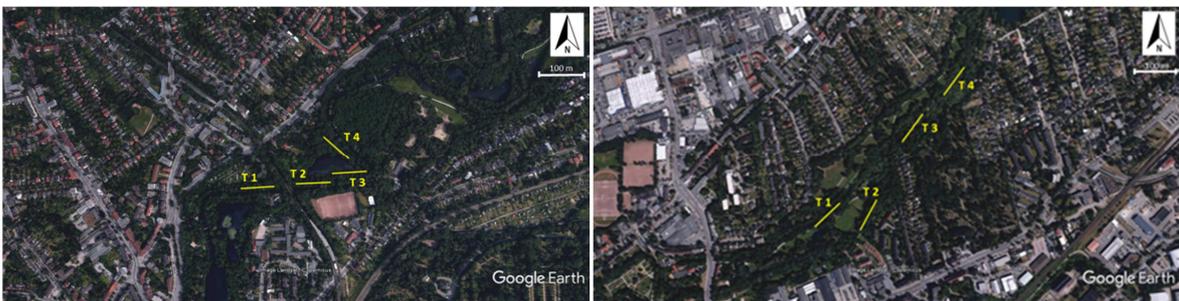


Abbildung 3: Untersuchungsgebiete Alster 2 (links) und Wandse 2 (rechts). Beide Gebiete entsprechen einem UG 2. Transekte sind als gelbe Linien dargestellt. (Quelle: Google Earth 2017, Image Landsat/Copernicus)



Abbildung 4: Untersuchungsgebiete Alster 3 (links) und Wandse 3 (rechts). Das Gebiet Alster 3 entspricht einem UG 1, das Gebiet Wandse 3 einem UG 2. Transekte sind als gelbe Linien dargestellt. (Quelle: Google Earth 2017, Image Landsat/Copernicus)



Abbildung 5: Untersuchungsgebiete Alster 4 (links) und Wandse 4 (rechts). Beide Gebiete entsprechen einem UG 1. Transekte sind als gelbe Linien dargestellt. (Quelle: Google Earth 2017, Image Landsat/ Copernicus)

2.2.4. Charakterisierung der Untersuchungsgebiete am Flusslauf der Wandse

Ihren Ursprung nimmt die Wandse westlich der Ortschaft Siek in Schleswig-Holstein, Deutschland. Die Hamburger Stadtgrenze erreicht der Fluss am Naturschutzgebiet Höltigbaum. In südwestliche Richtung fließend, mündet sie dann am Schwanenwik in die Außenalster. Mit einer Gesamtlänge von rund 20 km ist die Wandse der längste Nebenfluss der Alster (BSU Hamburg 2007).

Wandse 1

Das Untersuchungsgebiet Wandse 1 (W1) ist mit seiner zentrumsnahen Lage und den damit verbundenen städtischen Einflüssen ein Bereich des Urbanisierungsgrades 3 (hoch). An dieser Stelle trägt der Fluss den Namen Eilbek (namensgebend ist das hier durchströmte Eilbektal) und ist in weiten Teilen kanalisiert. Eingebettet in die umgebende Zeilen- und Blockbebauung wird der Wandsegrünzug z.T. durch zweispurige, verkehrsberuhigte Straßen unterbrochen. Parkgehölze prägen die Uferbegleitvegetation. Im östlichen Teil des Gebietes wurde 2010 im Zusammenhang mit Renaturierungsmaßnahmen an der Wandse ein natürlich mäandernder Bachlauf nachmodelliert (BUND, Projekt „Forelle 2010“). Hier umgeben großräumig Rasenflächen den Bereich mit einzelnen Parkbäumen, insbesondere Weiden (Abb. 2).

Wandse 2

Das Untersuchungsgebiet Wandse 2 (W2) befindet sich im Stadtteil Tonndorf und ist umgeben von Einzelhausbebauung. Der Grad der Urbanisierung ist in diesem Bereich mit einem Urbanisierungsgrad 2 auf einem mittleren Niveau. Nur an einer Stelle zerschneidet eine zweispurige, verkehrsberuhigte Straße das Gebiet. Auf beiden Uferseiten erfolgte eine Rasen- und Strauchbepflanzung, ein alter Baumbestand ergänzt die z.T. parkartig angelegte Vegetation. Weite Teile dieses Gebietes sind als Landschaftsschutzgebiet ausgewiesen (BUE Hamburg 2017) (Abb. 3).

Wandse 3

Auf Höhe der Alt-Rahlstedter Kirche gelegen, befinden sich im Nordwesten des Untersuchungsgebietes Wandse 3 (W3) Wiesen und Pferdekoppeln, Hecken und Parkanlagen. Der Flusslauf wird im Osten und Süden durch Einzelhausbebauung eingeschränkt, so dass hier der städtische Einfluss zu einem mittleren Urbanisierungsgrad (UG 2) führt. Nur wenige 100 m bevor die Wandse dieses Gebiet durchfließt, passiert sie das Rahlstedt Center. Der Bereich des Rahlstedt Centers bildet ein Nadelöhr für Fauna und Flora und unterbricht den Grünzug der Wandse massiv. Der Fluss wird dort kanalisiert und unter bzw. durch das weiträumig versiegelte Centergebäude geleitet (Abb. 4).

Wandse 4

Das Untersuchungsgebiet Wandse 4 (W4) liegt im Naturschutzgebiet Höltigbaum (BUE Hamburg 2017). Bis 1992 diente dieser Bereich als Truppenübungsplatz, wird jedoch mittlerweile als halboffene Weidelandschaft bewirtschaftet und trägt damit zum Erhalt der Lebensraumvielfalt bei. Der Grad der Urbanisierung ist gering (UG 1) (Abb. 5).

2.3. Vegetationsbeschreibungen

2.3.1. Vegetationsstruktur

Die Einteilung der Vegetationsstruktur erfolgte in 6 Kategorien. Kategorie 1 beschreibt strukturarme Vegetation, z.B. Wiesen, Weiden oder Baumbestände ohne Unterwuchs. Kategorie 2 beinhaltet eine Krautschicht, Röhricht oder Stauden; in der Kategorie 3 ist sowohl eine Baumschicht als auch eine Kraut- oder Strauchschicht vorhanden. Die Vegetationsstruktur der Kategorie 4 entspricht einer Baum-, Kraut- und Strauchschicht. Kategorie 5 beschreibt die Struktur eines Knicks, Gebüsch oder Gehölz. Kategorie 6 ist die strukturreichste Vegetationsform mit einem flächig zusammenhängenden Bewuchs durch Bäume, Gebüsch und Gehölz. Die Bestimmung der einzelnen Vegetationsformen erfolgte in Anlehnung an die Definitionen der „Kartieranleitung und Biotoptypenschlüssel für die Biotopkartierung in Hamburg“ (BSU Hamburg 2011).

2.3.2. Vegetationsbedeckung

Die Vegetationsaufnahme erfolgte als eine modifizierte Abschätzung der Vegetationsbedeckung (d.h. Bodenfläche in %, die durch Blätter oder andere Pflanzenteile abgedeckt wurde) nach Braun-Blanquet (1964). Auf 4 m² wurde um die im Mittelpunkt stehende Falle herum, die Bedeckung folgender Struktur-Parameter abgeschätzt: Gras, Moos, Farne, Kraut, Strauch, Beschattung durch Jungbäume, Beschattung durch Altbaumbestand, Lebendholz (Baumstämme), Totholz und Stein/Fels. Diese Parameter wurden jeweils von 100% Fläche in den Kategorien 0% (1), 1-25% (2), 26-50% (3), 51-75% (4) und 76-100% (5) abgeschätzt. Zusätzlich wurde die Anzahl von Baumstümpfen und Höhlen erfasst. Die Feuchte am jeweiligen Fallenstandort wurde mit trocken (1), halbflecht (2), feucht (3) und Pfütze (4) angegeben.

2.4. Untersuchungsdurchführung

2.4.1. Genehmigungen

Die Fangdurchführung, die Handhabung der Tiere sowie ihre Markierung wurden mit Ausnahmegenehmigungen nach §45 (7) i. V. m. §44 (1) BNatSchG und §4 der Verordnung über das Naturschutzgebiet Höltigbaum, ausgestellt durch das Amt für Natur- und Ressourcenschutz, Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt (jetzt: Behörde für Umwelt und Energie), Hamburg, ausgeführt.

2.4.2. Untersuchungszeitraum

Der Untersuchungszeitraum umfasste die Jahre 2011 bis 2013. In den jeweiligen Zeiträumen wurden 18 Fangnächte (mindestens 6 Standorte wurden jeweils drei Nächte befangen) pro Jahreszeit durchgeführt.

Die einzelnen Fangperioden waren vom 15.06.2011 bis 10.08.2011 (Sommer 2011), 06.10.2011 bis 11.11.2011 (Herbst 2011), 15.01.2012 bis 26.01.2012 (Winter 2012),

13.03.2012 bis 13.04.2012 (Frühjahr 2012), 31.07.2012 bis 23.08.2012 (Sommer 2012), 03.09.2012 bis 12.11.2012 (Herbst 2012), 09.04.2013 bis 24.05.2013 (Frühjahr 2013) und 14.09.2013 bis 01.11.2013 (Herbst 2013).

2.4.3. Fangdesign

In den einzelnen Untersuchungsgebieten wurden jeweils drei bis fünf 100 m lange Transekte angelegt. Zwischen den Transekten wurden Abstände von mindestens 100 m eingehalten oder es befanden sich Straßen, breite Wege oder Strukturen mit Barrierewirkung zwischen ihnen, so dass die Erfassung entlang der Transekte als unabhängig angenommen werden konnte. Im Abstand von 10 Meter wurden entlang dieser Transekte einzelne Kleinsäugerlebensfallen auf dem Boden aufgestellt, so dass jedes Transekt insgesamt 10 Fallen umfasste. Über den gesamten Untersuchungszeitraum von Juli 2011 bis November 2013, wurden die Fallen immer an den gleichen, durch nummerierte Klebestreifen gekennzeichneten, Standorten (+/- 0,5 m) aufgestellt.

Zur Erfassung des Kleinsäugervorkommens kam eine Fang-Markierung-Wiederfang Methode mit Sherman®-Lebensfallen (7,6cm x 8,9cm x 33cm, XLK Folding Trap, H.B. Sherman Traps, Tallahassee, USA) zur Anwendung. Die Fallen wurden mit kleinen Apfelstücken sowie einem Haferflocken-Erdnussbutter-Gemisch als Köder ausgelegt. Zusätzlich wurde in jede Falle ein Büschel Heu als Komfort- und Nistmaterial gegeben. Die Fallen wurden am Abend (ca. 19:00 Uhr MEZ) fängig ausgebracht und am folgenden Morgen (ca. 07:00 Uhr MEZ) kontrolliert. Es wurde versucht die Zeitabstände möglichst einheitlich bei 12 Stunden zu halten. Dieser Ablauf erfolgte für drei konsekutive Nächte pro Fangperiode im jeweiligen Gebiet. Tagsüber wurden keine Fallen aufgestellt. Gefangene Tiere wurden im Anschluss an die Erfassung der Parameter am Standort ihrer Falle wieder frei gelassen.

2.5. Handhabung der Kleinsäuger

2.5.1. Markierung

Alle gefangenen Individuen wurden spezifisch markiert. Individuen der Gattung *Apodemus* wurden ventral am Schwanzansatz mit einem mehrfarbigen individuellen Strichcode versehen. Vertreter der Gattung *Myodes* und *Microtus* wurden mit einem Ohrschnitt gekennzeichnet. Dieser erfolgte jeweils am linken und/oder rechten Ohr an der Markierungsposition oben, Mitte, unten. Spitzmäusen wurde mit einer Schere ein Dreieck aus den Haaren im Bereich des Nackens entfernt.

2.5.2. Artbestimmung, Geschlecht, Reproduktionsstatus und Entwicklungsstadium

Nach der Artbestimmung wurden das Geschlecht der gefangenen Tiere sowie ihr Reproduktionsstatus bestimmt (reproduktiv oder nicht-reproduktiv). Bei Jungtieren wurde zur Geschlechtsbestimmung der ano-genital Abstand gemessen. Der Abstand zwischen Geschlechts- und Afteröffnung ist bei männlichen Mäusen größer als bei

weiblichen Tieren (Berghoff 1989). Weibchen wurden als reproduktiv angesehen, wenn die Vagina perforiert, die Maus tragend war oder die Zitzen deutlich sichtbar waren. Männchen wurden als reproduktiv bestimmt wenn sich die Testikel im Skrotum befanden. Das Entwicklungsstadium wurde zunächst über visuelle Einschätzung in adult, sub-adult und juvenil unterteilt. Für spätere Analysen wurde nach Abschluss der Datenerfassung mit dem gesamten Datensatz, für die einzelnen Arten, eine standardisierte Klassifizierung des Entwicklungsstadiums über das Verhältnis von Reproduktionsstatus und Körpermasse erstellt. Hierfür wurde die niedrigste Körpermasse eines als reproduktiv eingestuften Individuums als Untergrenze für adulte Tiere bestimmt. Tiere mit einer höheren Körpermasse wurden als adult, Tiere mit einer geringeren Körpermasse als juvenil eingestuft.

2.5.3. Körpermasse, Hinterfußlänge, Body-Mass-Index

Von jedem gefangenem Tier wurden die Körpermasse (Pesola® Federwaage, +/- 0,001g, Pesola AG, Schweiz) und die Hinterfußlänge (Schieblehre, Messbereich bis 150 mm, Ablesegenauigkeit 0,02 mm) gemessen.

Um Aussagen zur individuellen Kondition der Kleinsäuger machen zu können, wurde über die Beziehung von Körpermasse (M) und Längenmaß (L), d.h. hier Hinterfußlänge, ein Konditionsindex für die einzelnen Arten erstellt. Die Berechnung folgte der Formel des sogenannten Quételet's Index, bekannter als Body-Mass-Index: $BMI = M/L^2$ (Peig & Green 2010). Nur die Angaben adulter Individuen flossen in die Berechnung ein. Tiere der Art *Apodemus flavicollis* wurden ab 17,0 g, *Apodemus sylvaticus* ab 15,5 g und Tiere der Art *Myodes glareolus* ab 15,0 g als adult definiert.

2.6. Ergänzende Datensätze

Zur Untersuchung des Einflusses des Verstädterungsgrades an den Fangstandorten (Ebene 1, Skalierung 1 km²) und des Einflusses der Vegetationsstruktur auf der Transektebene (Ebene 2, Skalierung 100 m) auf die Anzahl vorkommender Kleinsäugerarten, wurden die Ergebnisse zur Artanzahl der in die vorliegende Studie integrierten Abschlussarbeiten von Grieger (2012), Hermann (2013), Petersen (2013) und Baumhoefener (2014) als Ergänzung des Datensatzes herangezogen. Alle Abschlussarbeiten wurden begleitend zu dieser Studie erstellt und die Methoden zum Fang von Kleinsäufern waren einheitlich. Es wurden nur Angaben zu den Untersuchungsgebieten und Transektstrukturen verwendet, die durch die Abschlussarbeiten frei zugänglich waren. Angaben zur Anzahl gefangener Tiere und erfasste Parameter von Individuen wurden nicht in der vorliegenden Studie analysiert. Für die Fallenstandorte der Abschlussarbeiten (Ebene 3, Skalierung 4 m²) lagen keine Daten zu Mikrohabitatcharakteristika vor.

2.7. Statistik

Nicht-parametrische Tests wurden verwendet um einen Unterschied zwischen dem Grad der Urbanisierung und der Artanzahl (Ebene 1), Zusammenhänge zwischen dem Urbanisierungsgrad und dem Fangerfolg (Ebene 1) sowie der Vegetationsstruktur und der Artanzahl (Ebene 2) zu untersuchen. In welcher Beziehung Urbanisierungsgrad und Vegetationsstruktur zur Artanzahl stehen (Ebene 2) und ob die Vegetationsstruktur einen Einfluss auf die Kondition der gefangenen Tiere hat, wurde mit Hilfe von General Linear Models (GLM) abgeschätzt. Zusätzlich wurde analysiert ob es zwischen Mikrohabitatparametern (Ebene 3) und dem Vorkommen von Arten einen Zusammenhang bzw. ob es Unterschiede im Fangerfolg bei den Arten in den jeweiligen Mikrohabitattypen gibt.

Zur besseren visuellen Illustration der Zusammenhänge wurden bei der graphischen Darstellung der Ergebnisse Abbildungen des Mittelwertes und des Standardfehlers gewählt, auch wenn die Daten von einer Normalverteilung abweichen. Alle Analysen wurden mit IBM SPSS Statistics 22.0.0.1 (IBM Corporation, Armonk, New York, USA) durchgeführt.

3. Ergebnisse

Im Untersuchungszeitraum Sommer 2011 bis Herbst 2013 wurden in 2955 Fallennächten an acht Standorten (Alster 1 bis 4, Wandse 1 bis 4) insgesamt 408 Kleinsäuger (Individuen, ohne Wiederfänge) gefangen. Zusätzlich gab es 141 Wiederfänge. Es konnten über den gesamten Zeitraum sieben Arten bestimmt werden.

3.1. Artanzahl und Fangraten

Im Herbst 2011 wurden in den verschiedenen Untersuchungsgebieten insgesamt fünf Kleinsäugerarten gefangen. In allen anderen Zeiträumen waren es kontinuierlich 3 Arten. Wie in Abbildung 6 dargestellt, fluktuierte demgegenüber die Fangrate [Anzahl Individuen/100 Fallennächte] zwischen den einzelnen Fangzeiträumen stark.

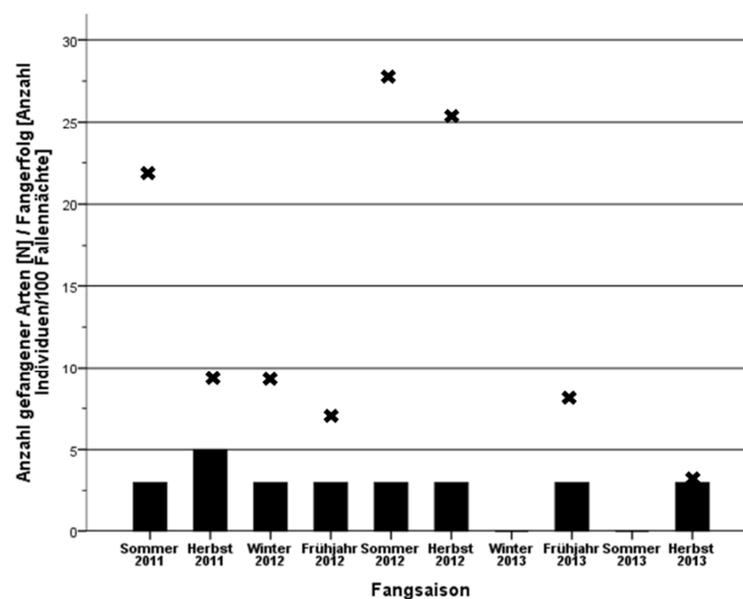


Abbildung 6: Insgesamt gefangene Anzahl Arten (Balken) sowie die Fangrate aller Mausarten zusammen (Kreuze, Anzahl der über den gesamten Zeitraum gefangenen Individuen (ohne Wiederfänge), auf 100 Fallennächte standardisiert [Anzahl Individuen/100 Fallennächte]) im jeweiligen Zeitraum. Sommer umfasst die Monate Juni bis August, Herbst die Monate September bis November, Winter die Monate Dezember bis Februar und Frühjahr die Monate März bis Mai.

Während im Sommer 2011 die Fangrate noch 22,41 Individuen/100 Fallennächte betrug, war sie im Herbst 2011 und Winter 2012 auf 9,49 bzw. 9,43 Individuen/100 Fallennächte abgesunken. Im Frühjahr 2012 erreichte sie ihren zunächst niedrigsten Stand mit 6,87 Individuen/100 Fallennächte. Im darauffolgenden Sommer 2012 stieg die Fangrate auf einen Höchstwert mit 27,85 Individuen/100 Fallennächte um im Herbst 2012 leicht auf 25,38 abzusinken. Im Winter 2013 wurden keine Kleinsäugerfallen aufgestellt. Im Frühjahr 2013 hatte sich die Fangrate auf 8,00 Individuen/100 Fallennächte abgesenkt. Im Sommer 2013 wurden keine Kleinsäugerfallen aufgestellt. Im Herbst erreichte die Fangrate ihren für den gesamten Untersuchungszeitraum niedrigsten Stand mit 3,04 Individuen/100 Fallennächte.

3.2. Ebene 1: Skalierung 1 km²

3.2.1. Urbanisierungsgrad und Artanzahl

Zur Untersuchung des Einflusses des Verstädterungsgrades an den Fangstandorten auf die Anzahl vorkommender Arten, erfolgte wie in Tabelle 1 aufgeführt eine Einteilung der Untersuchungsflächen nach ihrem Urbanisierungsgrad. Für diese Fragestellung wurden die Ergebnisse zur Artanzahl der in die vorliegende Studie integrierten Abschlussarbeiten von Grieger (2012), Hermann (2013), Petersen (2013) und Baumhoefener (2014) als Ergänzung des Datensatzes herangezogen. An diesen vier zusätzlichen Standorten waren Fallen für weitere 2355 Fangnchte gestellt gewesen. Es wurden keine zusätzlichen Arten gefangen.

Tabelle 1: Angegeben ist das Untersuchungsgebiet (Standort) mit seinem jeweiligen Urbanisierungsgrad und der Anzahl der dort insgesamt gefangenen Arten. Die Angaben zur Anzahl gefangener Arten an Standorten mit Kennzeichnung wurden den Abschlussarbeiten von Hermann, 2013 (*), Petersen, 2013 (**), Baumhoefener, 2014 (++) und Grieger, 2012 (##) entnommen. Apo fla = *Apodemus flavicollis*, Apo syl = *Apodemus sylvaticus*, My gl = *Myodes glareolus*, Apo ag = *Apodemus agrestis*, So ara = *Sorex araneus*, Mi arv = *Microtus arvalis*, Mi ag = *Microtus agrestis*.

| Standort | Grad der Urbanisierung | Artanzahl | Apo fla | Apo syl | My gl | Apo ag | So ara | Mi arv | Mi ag |
|---------------------------|------------------------|-----------|---------|---------|-------|--------|--------|--------|-------|
| Alster 3 | 1 | 6 | x | x | x | | x | x | x |
| Alster 4 | 1 | 3 | x | x | x | | | | |
| Wandse 4 | 1 | 4 | x | x | x | x | | | |
| Alster 2 | 2 | 3 | x | x | x | | | | |
| Alster Poppenbüttel * | 2 | 3 | x | x | x | | | | |
| Alster Wellingsbüttel * | 2 | 2 | | x | x | | | | |
| Alster Alsterwiesen * | 2 | 2 | x | x | | | | | |
| Alster Rathenaustraße* | 2 | 2 | x | | x | | | | |
| Alster Beim Brombeerweg** | 2 | 2 | | | x | | x | | |
| Wandse 2 | 2 | 3 | x | x | x | | | | |
| Wandse 3 | 2 | 2 | x | x | | | | | |
| Wandse Am Sonnenweg** | 2 | 3 | x | | x | | x | | |
| Wandse Tonndorf** | 2 | 2 | x | | x | | | | |
| Wandse Nordmarkstraße* | 2 | 3 | x | x | x | | | | |
| Rahlstedt ++ | 2 | 5 | x | x | x | x | x | | |
| Alster 1 | 3 | 3 | x | x | x | | | | |
| Außenalster ## | 3 | 2 | x | x | | | | | |
| Wandse 1 | 3 | 2 | x | x | | | | | |
| Wandse Hogrevestraße * | 3 | 1 | x | | | | | | |
| Wandse Auenstraße * | 3 | 1 | x | | | | | | |

Im Innenstadtbereich mit dem Urbanisierungsgrad 3 konnten regelhaft *Apodemus sylvaticus* (Waldmaus; Fam. Muridae) oder *Apodemus flavicollis* (Gelbhalsmaus, Fam. Muridae) bzw. beide Arten gemeinsam nachgewiesen werden. Nur auf einem der zentrumsnahen Standorte konnte das Vorkommen von *Myodes glareolus* (Rötelmaus,

Fam. Cricetidae) gezeigt werden. In den Untersuchungsgebieten des Urbanisierungsgrades 2 wurden *Apodemus sylvaticus* und *Apodemus flavicollis* kontinuierlich an allen Standorten gefangen. Auf zwei von zwölf Flächen fehlte *Myodes glareolus*. Zusätzlich zu diesen drei Arten wurden einzelne Individuen der Arten *Apodemus agrestis* (Brandmaus, Fam. Muridae), *Microtus arvalis* (Feldmaus, Fam. Cricetidae), *Microtus agrestis* (Erdmaus, Fam. Cricetidae) und *Sorex araneus* (Waldspitzmaus, Fam. Soricidae) an Standorten des Urbanisierungsgrades 1 und 2 nachgewiesen.

Ein auf dieser Grundlage durchgeführter Kruskal-Wallis-Test zeigte einen signifikanten Unterschied in der Artanzahl gefangener Mäuse zwischen den Untersuchungsstandorten der Urbanisierungsgrade (UG) 1 bis 3 (Kruskal Wallis-Test, $N = 20$, $\text{Chi}^2 = 7,724$, $p = 0,021$). Im paarweisen Vergleich zeigte sich zwischen den Standorten des UG 1 und UG 3 ein signifikanter Unterschied in der Anzahl gefangener Arten (Abbildung 7; Post hoc: Dunn-Test; UG 1/3: $N = 8$, $p = 0,017$, Bonferroni korrigiert). Der Vergleich von UG 1 und UG 2 sowie UG 2 und UG 3 ergab keinen signifikanten Unterschied (Post hoc: Dunn-Test; UG 1/2: $N = 15$, $p = 0,195$, Bonferroni korrigiert; UG 2/3: $N = 17$, $p = 0,351$, Bonferroni korrigiert).

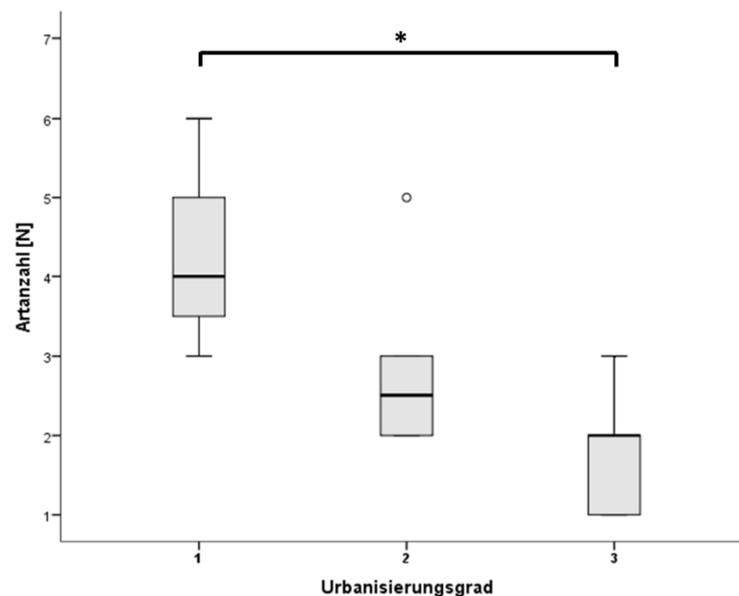


Abbildung 7: Vergleich der Artanzahl gefangener Tiere in Gebieten unterschiedlicher Urbanisierungsgrade (UG) (Kruskal Wallis-Test, $N = 20$, $\text{Chi}^2 = 7,724$, $p = 0,021$). Im paarweisen Vergleich zeigte sich zwischen den Standorten des UG 1 und UG 3 ein signifikanter Unterschied in der Anzahl gefangener Arten (Post hoc: Dunn-Test; UG 1/3: $N = 8$, $p = 0,017$, Bonferroni korrigiert). UG 1 = niedrig, UG 2 = mittel, UG 3 = hoch, * entspricht $p < 0,05$.

3.2.2. Urbanisierungsgrad und Fangernfolg

Zur Analyse eines möglichen Einflusses des Urbanisierungsgrades der Untersuchungsgebiete auf den Fangernfolg, wurde eine Spearman-Rangkorrelation mit den Fangernraten der drei am häufigsten vorkommenden Arten (*Apodemus flavicollis*, *Apodemus sylvaticus*, *Myodes glareolus*) durchgeführt (Tabelle 2). Die Angaben zu den Fangernraten beziehen sich ausschließlich auf Daten die im Rahmen dieser Arbeit erhoben wurden.

Tabelle 2: Fangernraten der drei am häufigsten gefangenen Arten. Angegeben ist die Anzahl der über den gesamten Zeitraum am jeweiligen Standort gefangenen Individuen (ohne Wiederfänge), auf 100 Fallennächte standardisiert [Anzahl Individuen/100 Fallennächte]. UG = Urbanisierungsgrad; UG 1 = niedrig, UG 2 = mittel, UG 3 = hoch.

| UG | Standort | <i>Apodemus flavicollis</i> | <i>Apodemus sylvaticus</i> | <i>Myodes glareolus</i> |
|----|----------|-----------------------------|----------------------------|-------------------------|
| 3 | Alster 1 | 3,94 | 4,82 | 1,17 |
| | Wandse 1 | 5,41 | 0,82 | 0,00 |
| 2 | Alster 2 | 8,69 | 4,93 | 11,01 |
| | Wandse 2 | 4,75 | 3,96 | 0,99 |
| | Wandse 3 | 8,00 | 4,00 | 0,67 |
| 1 | Alster 3 | 5,71 | 0,71 | 10,71 |
| | Alster 4 | 10,94 | 7,50 | 8,13 |
| | Wandse 4 | 10,32 | 5,80 | 4,52 |

Die Spearman-Rangkorrelation zeigte einen signifikanten negativen Zusammenhang zwischen dem Urbanisierungsgrad und den Fangernraten von *Apodemus flavicollis* (Abbildung 8, Spearman- Rangkorrelation, N = 8, $r_s = -0,731$, $p = 0,039$). Für die Arten *Apodemus sylvaticus* und *Myodes glareolus* war die Tendenz ebenfalls negativ, aber es konnte kein signifikanter Zusammenhang gezeigt werden ($r_s < |0,6|$).

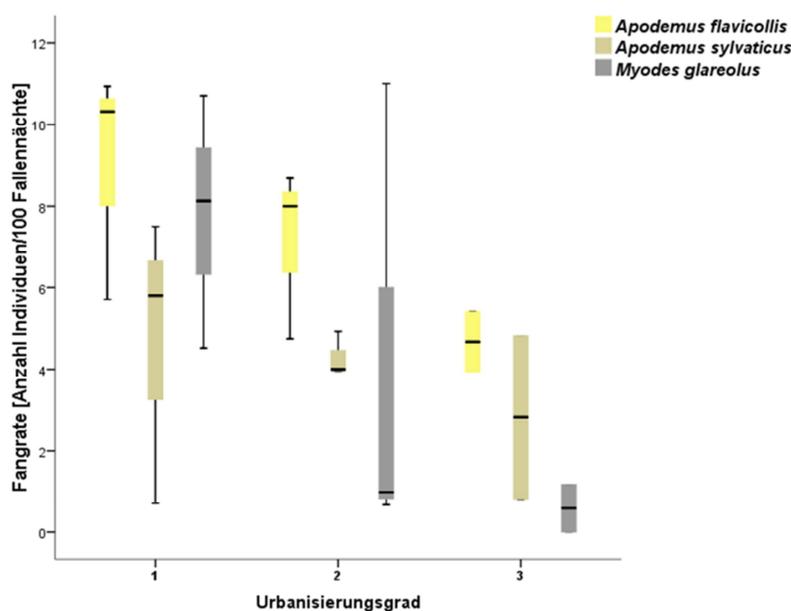


Abbildung 8: Fangernraten der drei am häufigsten gefangenen Arten [Anzahl Individuen/100 Fallennächte] für die jeweiligen Gebiete der Urbanisierungsgrade (UG) 1 bis 3. Für die Art *Apodemus flavicollis* zeigte sich eine abnehmende Fangernrate mit zunehmender Urbanisierung (Spearman- Rangkorrelation, N = 8, $r_s = -0,731$, $p = 0,039$). UG 1 = niedrig, UG 2 = mittel, UG 3 = hoch.

3.3. Ebene 2: Skalierung 100 m

Zur Untersuchung des Einflusses der Vegetationsstruktur auf der Transektebene (Länge 100 m) auf die Anzahl der gefangenen Arten, wurden zunächst sechs Strukturtypen (1 bis 6) differenziert. Strukturtyp 1 beschreibt strukturarme Vegetation, z.B. Wiesen, Weiden oder Baumbestände ohne Unterwuchs. Die Einteilung schließt mit Strukturtyp 6, den strukturreichsten Transekten, mit einem flächig zusammenhängenden Bewuchs durch Bäume, Gebüsch und Gehölz. Eine ausführliche Tabelle, in der für jedes Transekt der insgesamt 62 Transekte der Strukturtyp und die der Einteilung zugrundeliegende Vegetationsbeschreibung angegeben ist, befindet sich in Anhang I. Als Ergänzung des Datensatzes wurden 29 Transekte, die im Rahmen der Abschlussarbeiten von Grieger (2012), Hermann (2013), Petersen (2013) und Baumhoefener (2014) erfasst wurden, eingebunden. Nur die Angaben zur Anzahl der gefangenen Arten sowie die Beschreibung der Vegetationsstrukturen wurden verwendet.

3.3.1. Einfluss von Urbanisierungsgrad und Transektstruktur auf Artanzahl

Um einen Zusammenhang zwischen der Vegetationsstruktur auf Ebene der Transekte und der Anzahl der gefangenen Kleinsäugerarten erkennen zu können, wurde eine Spearman-Rangkorrelation mit den Variablen Urbanisierungsgrad, Strukturtyp und Artanzahl durchgeführt. Es zeigte sich keine Korrelation zwischen Urbanisierungsgrad und Strukturtyp (Spearman- Rangkorrelation, $N = 62$, $r_s = -0,080$, $p = 0,536$), so dass beide Variablen in folgenden Analysen als voneinander unabhängig betrachtet wurden.

Die Artanzahl korrelierte hoch signifikant und positiv mit dem Strukturtyp (Spearman-Rangkorrelation, $N = 62$, $r_s = 0,352$, $p = 0,005$) und negativ mit dem Urbanisierungsgrad (Spearman- Rangkorrelation, $N = 62$, $r_s = -0,526$, $p < 0,001$). Mit Hilfe einer multiplen Regression wurde der Zusammenhang der Artanzahl gefangener Mäuse, als abhängige Variable, in Bezug zu den unabhängigen Variablen Strukturtyp und Urbanisierungsgrad analysiert. Es zeigte sich eine höchst signifikante Beziehung zwischen Artanzahl und Strukturtyp (Tabelle 3, GLM, $N = 62$, $F = 8,11$, $p = 0,006$; $R^2 = 0,348$), sowie eine höchst signifikante Beziehung zwischen Artanzahl und Urbanisierungsgrad (Tabelle 3, GLM, $N = 62$, $F = 24,05$, $p < 0,001$; $R^2_{\text{angep.}} = 0,326$). Das angepasste R^2 lag bei 0,326 und gibt damit dem Modell eine Gesamterklärungsrate von 32,6%.

Tabelle 3: Ergebnisse für das Allgemeine lineare Modell (GLM) für die Beziehung zwischen Artanzahl, Urbanisierung und Struktur. $R^2 = 0,348$, angepasstes $R^2 = 0,326$; df = Freiheitsgrad.

| Quelle | Typ III Quadratsumme | df | Quadratischer Mittelwert | F | p |
|-------------------------|----------------------|----|--------------------------|--------|--------|
| Korrigiertes Modell | 19.556 | 2 | 9.778 | 15.739 | < .001 |
| Konstanter Term | 31.617 | 1 | 31.617 | 50.893 | < .001 |
| Strukturtyp | 5.037 | 1 | 5.037 | 8.107 | .006 |
| Urbanisierungsgrad | 14.944 | 1 | 14.944 | 24.054 | < .001 |
| Fehler | 36.654 | 59 | .621 | | |
| Gesamtsumme | 333.000 | 62 | | | |
| Korrigierter Gesamtwert | 56.210 | 61 | | | |

3.4. Ebene 3: Skalierung 4 m²

Für 180 Fallenstandorte (Transekte A1 bis A4 und W1 bis W4) wurden die Mikrohabitatcharakteristika auf 4 m² aufgenommen. Zur weiteren Analyse wurden die abgeschätzten Struktur-Parameter zu drei Kategorien zusammengefasst. Die Parameter Gras, Moos, Farne und Kraut bildeten die Kategorie Grasschicht. Strauch, Beschattung durch Jungbäume, Beschattung durch Altbaumbestand und Lebendholz (Baumstämme) wurden als Kategorie Unterholzschicht definiert. Die Kategorie Bodenstruktur beinhaltete die Parameter Totholz, Stein/Fels, Anzahl von Baumstümpfen und Höhlen. Zunächst wurde ein Zusammenhang zwischen dem Vorkommen der drei am häufigsten gefangenen Kleinsäugerarten, *Apodemus flavicollis* (N = 161), *Apodemus sylvaticus* (N = 170) und *Myodes glareolus* (N = 73), und den Mikrohabitatcharakteristika untersucht (Tabelle 4, Spearman-Rangkorrelation).

Tabelle 4: Spearman-Rangkorrelation zwischen Mikrohabitatvariablen und Anzahl gefangener Kleinsäuger. Mikrohabitatcharakteristika als kontinuierliche Variablen, Signifikanzen zweiseitig, * p < 0,05, ** p < 0,01. N = 180 für alle Korrelationen.

| | | <i>Apodemus flavicollis</i> | <i>Apodemus sylvaticus</i> | <i>Myodes glareolus</i> | Artanzahl gesamt | Gras- schicht | Unterholz- schicht | Boden- struktur |
|--------------------------------|----------------|-----------------------------|----------------------------|-------------------------|---------------------|------------------|-----------------------|--------------------|
| <i>Apodemus flavicollis</i> | r _s | 1.000 | .130 | .101 | .613** | .038 | -.066 | .079 |
| | p | | .083 | .177 | .000 | .614 | .378 | .290 |
| | N | | 180 | 180 | 180 | 180 | 180 | 180 |
| <i>Apodemus sylvaticus</i> | r _s | | | .083 | .627** | .083 | .128 | -.017 |
| | p | | | .266 | .000 | .265 | .086 | .819 |
| <i>Myodes glareolus</i> | r _s | | | | .534** | .353** | .151* | .185* |
| | p | | | | .000 | .000 | .043 | .013 |
| Artanzahl gesamt (N = 3) | r _s | | | | | .214** | .086 | .103 |
| | p | | | | | .004 | .251 | .170 |

Für die Habitatvariable Grasschicht wurde eine signifikante positive Korrelation mit der Gesamtanzahl gefangener Arten gezeigt (Spearman- Rangkorrelation, N = 180, r_s = 0,214, p = 0,004). Nur das Vorkommen der Art *Myodes glareolus* stand signifikant in positiven Zusammenhang mit den Habitatvariablen Unterholzschicht (Spearman-Rangkorrelation, N = 180, r_s = 0,151, p = 0,043) und Bodenstruktur (Spearman- Rangkorrelation, N = 180, r_s = 0,185, p = 0,013). Insbesondere ausgeprägte Grasschichten scheinen in hoch signifikantem Zusammenhang zum Vorkommen von *Myodes glareolus* zu stehen (Spearman- Rangkorrelation, N = 180, r_s = 0,214, p = 0,004). In Abbildung 9 a und b ist der steigende Fangerfolg bei zunehmender Grasschicht und Bodenstruktur für *Myodes glareolus* graphisch dargestellt. Demgegenüber zeigten sich keine signifikanten Zusammenhänge zwischen dem Vorkommen der Arten *Apodemus flavicollis* (Abbildung 9 c und d) und *Apodemus sylvaticus* (Abbildung 9 e und f) und Mikrohabitatcharakteristika.

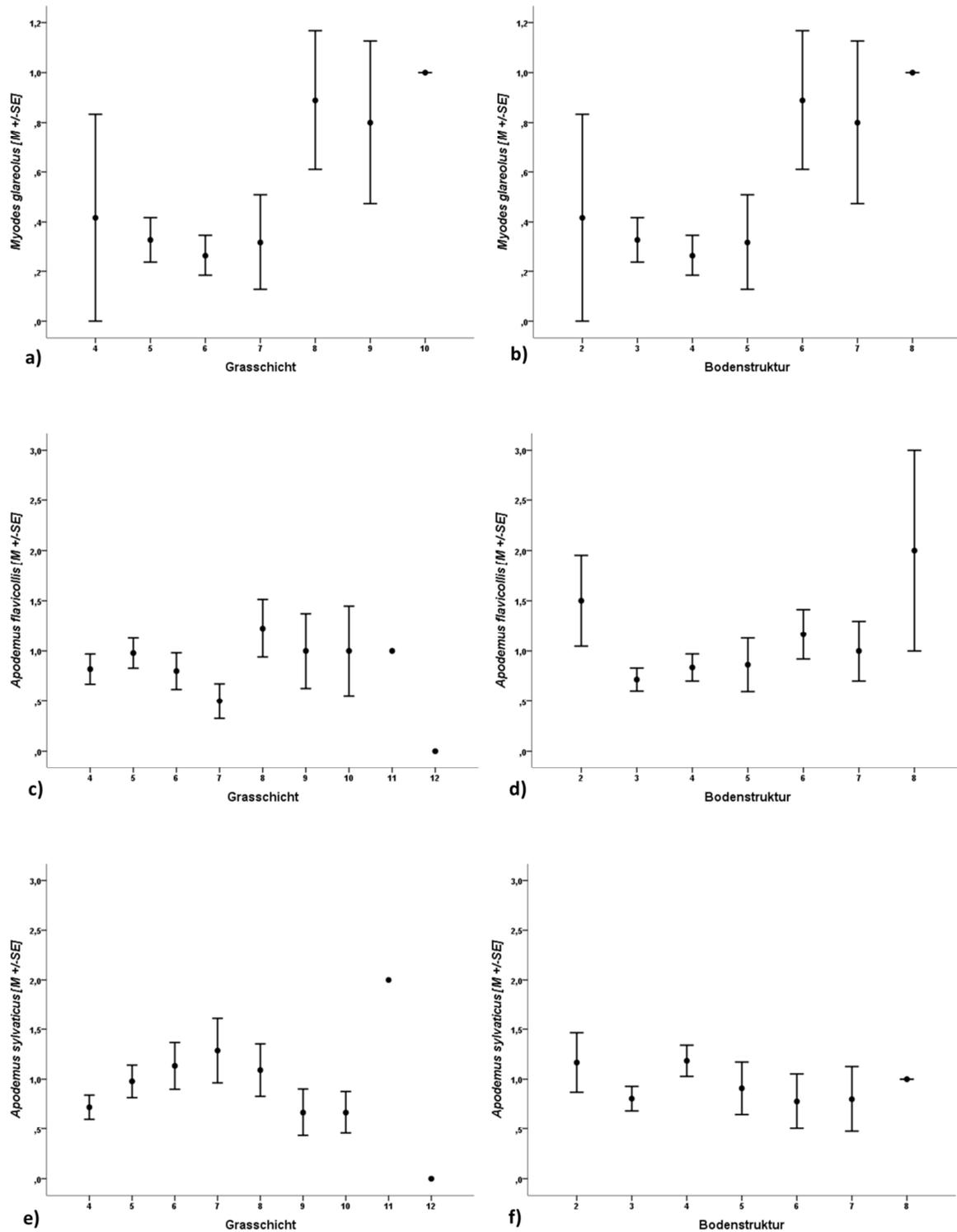


Abbildung 9: Fangerfolg der drei Arten *Myodes glareolus* (a, b), *Apodemus flavicollis* (c, d) und *Apodemus sylvaticus* (unten) als Mittelwert (M) +/- Standardfehler (SE) der Anzahl gefangener Tiere für die Mikrohabitatcharakteristika Grasschicht (links) und Bodenstruktur (rechts). Für das Vorkommen von *Myodes glareolus* (e, f) lässt sich ein zunehmender Fangerfolg mit ausgeprägter Grasschicht (a) und Bodenstruktur (b) erkennen.

Zur Frage, ob die es Unterschiede im Fangerfolg (Anzahl gefangener Individuen) der drei Arten *Myodes glareolus*, *Apodemus flavicollis* und *Apodemus sylvaticus* in Relation zu den Mikrohabitat-Kategorie Grasschicht, Unterholzschicht und Bodenstruktur wurden Kruskal-Wallis Tests durchgeführt (Tabelle 5). Nur für *Myodes glareolus* konnte ein signifikant

unterschiedlicher Fangerfolg in der Mikrohabitat-Kategorie Bodenstruktur (Kruskal Wallis-Test, N = 180, $\text{Chi}^2 = 16,189$, $p = 0,013$) und ein höchst signifikanter Unterschied in der Mikrohabitat-Kategorie Grasschicht (Kruskal Wallis-Test, N = 180, $\text{Chi}^2 = 32,820$, $p = 0,000$) gezeigt werden.

Tabelle 5: Vergleich der Fangerfolge (Anzahl gefangener Arten) in Relation zu Mikrohabitatstrukturen. Ergebnisse basieren auf Kruskal Wallis-Test, * $p < 0,05$, ** $p < 0,001$.

| Mikrohabitatstruktur | | <i>Apodemus flavicollis</i> | <i>Apodemus sylvaticus</i> | <i>Myodes glareolus</i> |
|----------------------|------------------|-----------------------------|----------------------------|-------------------------|
| Grasschicht | Chi ² | 5,827 | 6,270 | 32,820** |
| | df | 8 | 8 | 8 |
| | p | 0,667 | 0,617 | 0,000 |
| Unterholzschicht | Chi ² | 17,781 | 7,987 | 16,695 |
| | df | 10 | 10 | 10 |
| | p | 0,059 | 0,630 | 0,081 |
| Bodenstruktur | Chi ² | 9,165 | 7,244 | 16,189* |
| | df | 6 | 6 | 6 |
| | p | 0,165 | 0,299 | 0,013 |

3.5. Kondition der Kleinsäuger

Um zu untersuchen, inwieweit sich die Kondition der Tiere (als Maß für die Qualität eines Lebensraums und potenziellen Reproduktionserfolg) in Relation zu den Variablen der Ebenen 1 (Urbanisierungsgrad) und Ebene 2 (Vegetationsstruktur der Transekte) ändert, wurde ein Allgemeines lineares Modell (GLM) gerechnet (Tabelle 6). Hierzu wurde als abhängige Variable der Body-Mass-Index von adulten Tieren der Arten *Apodemus flavicollis* (Abbildung 10, N = 117, Weibchen (f) = 37, Männchen (m) = 80), *Apodemus sylvaticus* (Abbildung 11, N = 116, f = 68, m = 48) und *Myodes glareolus* (Abbildung 12, N = 53, f = 22, m = 31) verwendet.

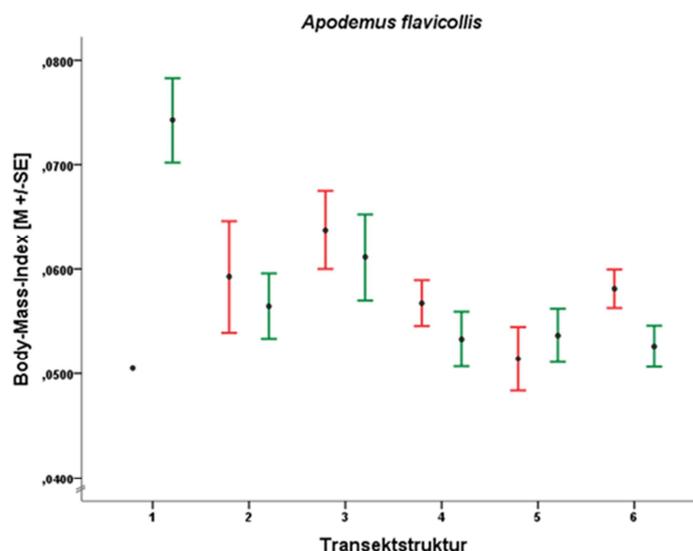


Abbildung 10: Body-Mass-Index als Mittelwert (M) +/- Standardfehler der Art *Apodemus flavicollis* in Abhängigkeit von der Transektstruktur (1 = strukturarm bis 6 = strukturreich). Rote Balken = Weibchen (N = 37), grüne Balken = Männchen (N = 80).

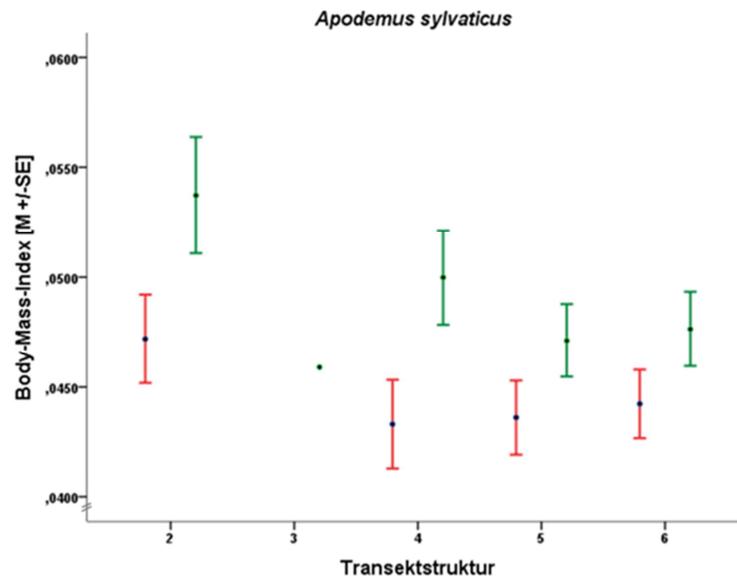


Abbildung 11: Body-Mass-Index als Mittelwert (M) +/- Standardfehler der Art *Apodemus sylvaticus* in Abhängigkeit von der Transektstruktur (1 = strukturarm bis 6 = strukturreich). Rote Balken = Weibchen (N = 68), grüne Balken = Männchen (N = 48).

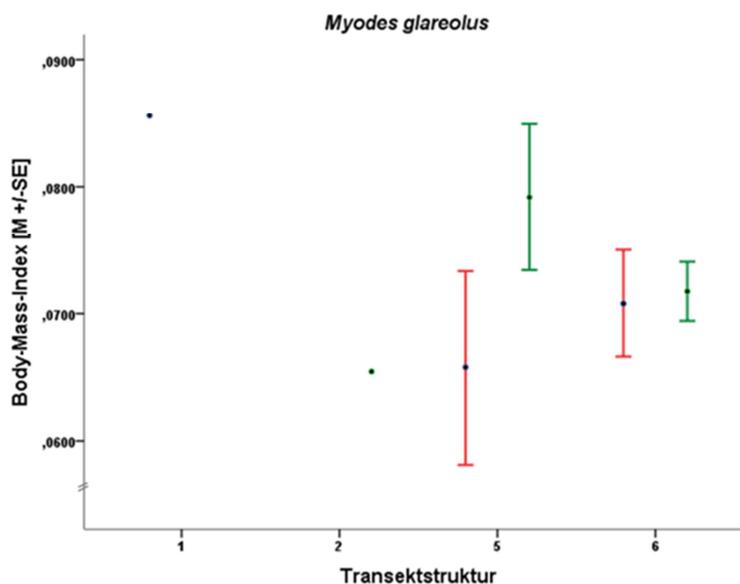


Abbildung 12: Body-Mass-Index als Mittelwert (M) +/- Standardfehler der Art *Myodes glareolus* in Abhängigkeit von der Transektstruktur (1 = strukturarm bis 6 = strukturreich). Rote Balken = Weibchen (N = 22), grüne Balken = Männchen (N = 31).

Die Ergebnisse des GLM zeigten keinen signifikanten Effekt des Faktors Urbanisierungsgrad auf die Kondition (BMI) der Tiere (siehe Tabelle 6 für alle Ergebnisse des Modells). Für die Art *Apodemus flavicollis* konnte eine signifikante Beziehung zwischen der Struktur der Transekte und dem BMI gezeigt werden. Wie in Abbildung 10 dargestellt, nimmt der BMI dieser Art mit zunehmendem Strukturreichtum ab. Für die Art *Apodemus sylvaticus* (Abbildung 11) ergab sich eine Beziehung zwischen dem Geschlecht der Tiere und dem BMI. Die Faktoren Urbanisierungsgrad und Transektstruktur zeigten jedoch keinen Effekt. Die Kondition von Tieren der Art *Myodes glareolus* zeigte keine

Beziehung zu den Variablen Urbanisierungsgrad und Transektstruktur, noch hatte das Geschlecht einen Effekt auf den Body-Mass-Index (Abbildung 12).

Tabelle 6: Ergebnisse GLM. Abhängige Variable: BMI, kontinuierliche Variablen: Urbanisierungsgrad und Transektstruktur, als Kategorie: Geschlecht. Für Apo fla (a): $R^2 = 0,062$, angepasstes $R^2 = 0,038$, für Apo syl (b): $R^2 = 0,117$, angepasstes $R^2 = 0,093$, für My gl (c): $R^2 = 0,016$, angepasstes $R^2 = -0,044$. Apo fla = *Apodemus flavicollis*, Apo syl = *Apodemus sylvaticus*, My gl = *Myodes glareolus*.

| Art | Quelle | Typ III Quadratsumme | df | Quadratischer Mittelwert | F | p |
|----------------|-------------------------|-------------------------|-----|-----------------------------|---------|--------|
| Apo fla | Korrigiertes Modell | .001 ^a | 3 | .000 | 2.509 | .062 |
| | Konstanter Term | .034 | 1 | .034 | 321.253 | < .001 |
| | Urbanisierungsgradient | .000 | 1 | .000 | 2.737 | .101 |
| | Transektstruktur | .001 | 1 | .001 | 5.883 | .017 |
| | Geschlecht | .000 | 1 | .000 | 1.039 | .310 |
| | Fehler | .012 | 113 | .000 | | |
| | Gesamtsumme | .370 | 117 | | | |
| | Korrigierter Gesamtwert | .013 | 116 | | | |
| Apo syl | Korrigiertes Modell | .001 ^b | 3 | .000 | 4.931 | .003 |
| | Konstanter Term | .020 | 1 | .020 | 389.829 | < .001 |
| | Urbanisierungsgradient | 3.769E-7 | 1 | 3.769E-7 | .007 | .932 |
| | Transektstruktur | .000 | 1 | .000 | 2.706 | .103 |
| | Geschlecht | .001 | 1 | .001 | 11.655 | .001 |
| | Fehler | .006 | 112 | 5.194E-5 | | |
| | Gesamtsumme | .253 | 116 | | | |
| | Korrigierter Gesamtwert | .007 | 115 | | | |
| My gl | Korrigiertes Modell | .000 ^c | 3 | 5.602E-5 | .267 | .849 |
| | Konstanter Term | .007 | 1 | .007 | 34.501 | < .001 |
| | Urbanisierungsgradient | 5.976E-6 | 1 | 5.976E-6 | .028 | .867 |
| | Transektstruktur | .000 | 1 | .000 | .483 | .491 |
| | Geschlecht | 7.179E-5 | 1 | 7.179E-5 | .342 | .562 |
| | Fehler | .010 | 49 | .000 | | |
| | Gesamtsumme | .286 | 53 | | | |
| | Korrigierter Gesamtwert | .010 | 52 | | | |

4. Diskussion

Ein Effekt von Verstädterung auf die Artengemeinschaft von Kleinsäugetieren konnte in dieser Studie anhand einer Analyse der Anzahl gefangener Mausarten in Gebieten unterschiedlicher Urbanisierungsgrade gezeigt werden. Die Ergebnisse zu Kleinsäugetiergemeinschaften entlang eines urban-ruralen Gradienten zeigten eine Abnahme der Artenzahl von der Stadtperipherie zum Zentrum hin. Während in den naturnahen zentrumsfernen Gebieten 5 (Wandse) bzw. 6 (Alster) Arten gefangen wurden, waren es in den urbanen Bereichen noch 2 (Wandse) bzw. 3 (Alster) Arten, die regelhaft nachgewiesen werden konnten. Der beobachtete Artenrückgang entspricht einem Muster das sich für unterschiedliche terrestrische Taxa in Städten beschreiben lässt. In einer Übersicht der Ergebnisse von 88 Studien zum Artenreichtum entlang von Urbanisierungsgradienten konnte McKinney (2008) bereits einen ähnlichen Trend beschreiben. Hier umfasste die Datengrundlage 31 Studien zu Säugetieren, Reptilien und Amphibien sowie 57 Studien zu Invertebraten. In der Zusammenstellung zeigte sich, dass die Veränderungen im Artenreichtum entlang von urban-ruralen Gradienten zwischen den beiden Gruppen unterschiedlich ausfielen. Der Vergleich zwischen Gebieten mit geringer und mittlerer Urbanisierung zeigte für Vertebraten in zwei Studien eine Zunahme im Artenreichtum, 14 Studien zeigten hingegen eine Abnahme und in einer Studie konnte keine Veränderung ermittelt werden. Bei den Studien zu Invertebraten zeigten 14 Studien eine Zunahme im Artenreichtum, 30 Studien zeigten eine Abnahme und 3 konnten keine Reaktion feststellen (McKinney 2008). Bei der Betrachtung von Gebieten mittlerer Urbanisierung und stark urbanisierten Bereichen, konnten 21 Studien zu Vertebraten einen Artenrückgang beschreiben. Zur Darstellung urbaner Biodiversitätsmuster analysierten Faeth et al. (2011) 92 Studien, die terrestrische Tierarten im Hinblick auf Artenreichtum und Dichte (Anzahl von Individuen) untersucht haben. Auch hier wies die Mehrheit der Studien darauf hin, dass die Artendiversität unterschiedlicher Gruppen entlang urban-ruraler Gradienten variiert, wobei der Artenreichtum meist zum urbanen Kern hin abnimmt (Faeth et al. 2011).

Als ursächlich für einen Artenrückgang wird der Einfluss der unterschiedlichen Urbanisierungseffekte diskutiert. Insbesondere die starke Fragmentierung von Lebensräumen beeinflusst die Größe und Qualität, sowie das Muster und Vorkommen geeigneter Habitate (Collinge 1996). Marzluff (2001) konnte in diesem Zusammenhang für Vögel zeigen, dass es insbesondere zu einer Zunahme von Arten in Städten kam, die durch ihr Nistverhalten (Höhlen u.ä.) besser an die Gebäudestrukturen einer Stadt angepasst waren und sich diese zu Nutzen machen konnten. Das Vorkommen von Bodenbrütern hingegen nahm zum Stadtkern ab. Positiven Einfluss hatten auch eine hohe Verfügbarkeit von Nahrungs- bzw. Futterquellen. Zusätzlich wirkten sich Urbanisierungseffekte wie abnehmende Habitatverfügbarkeit, reduzierte (Grün-)Flächengröße, zunehmende Randeffekte und zunehmende nicht-heimische Vegetation negativ auf das Vorkommen

von Arten auf (Marzluff 2001). Ein Artenrückgang hin zum Stadtzentrum wurde von Blair und Launer (1997) beispielsweise für Schmetterlinge im Stadtgebiet von Palo Alto, USA, in direkten Zusammenhang zu Veränderungen in der Habitatstruktur gestellt. Die in der Studie von Blair und Launer (1997) zur Habitatcharakterisierung verwendeten Landschafts-Parameter waren u.a. Bodenversiegelung und der Anteil von Grünflächen, diese gingen ebenfalls in die Kategorisierung des für diese Arbeit verwendeten Urbanisierungsindex ein.

Neben dem räumlichen Phänomen der Fragmentierung gilt auch die Ausstattung der Flächen mit Vegetation als maßgeblicher Faktor für das Vorkommen von Arten (Faeth et al. 2011, Donnelly & Marzluff 2006). Für mobile Arten wie Vögel, und Arten mit geringerem Lebensraumanspruch steht Artendiversität auch im Zusammenhang mit Pflanzenartenreichtum und Vegetationskomplexität (Savard et al 2000).

Die Ergebnisse dieser Arbeit zeigten keinen Zusammenhang zwischen dem Urbanisierungsgrad der Untersuchungsgebiete und ihrer Transekte und dem Vorkommen bestimmter Vegetationsstrukturtypen. Sowohl in den naturnahen Bereichen der Naturschutzgebiete, als auch in der Stadt gab es strukturreiche und strukturarme Transekte. Es wäre zu erwarten gewesen, verstärkt strukturarme Bereiche mit zunehmendem Urbanisierungsgrad vorzufinden. Gerade in Parks und Begleitvegetation kommt es durch die Anpflanzung eingeführter Arten und Zierpflanzen zu einer biotischen Homogenisierung. Mit zunehmender Urbanisierung kommt es daher zu Strukturvereinheitlichung und Vereinfachung der Vegetation. Dies steht Artenreichtum entgegen (Marzluff & Ewing 2000) Kleinsäuger gelten als sensitiv gegenüber der damit einhergehenden verringerten Ressourcenverfügbarkeit (Diaz et al. 1999). So konnte dann auch in der vorliegenden Studie eine Beziehung zwischen der Anzahl der gefangenen Arten und der Vegetationsstruktur hergestellt werden. Je strukturreicher die Transekte waren, desto mehr Arten wurden gefangen. Gleichzeitig führte ein höherer Urbanisierungsgrad zu weniger Arten, auch entlang strukturreicher Transekte.

Dickman und Doncaster (1987) konnten in der Stadt Oxford, Großbritannien, zeigen, dass das Vorkommen von Kleinsäufern stark von der Vegetationsstruktur abhängig war, wobei die Tiere Strukturen im urbanen Gebiet vorzogen die denen in ruralen Bereichen entsprachen. Die Ergebnisse dieser Studie deuten darauf hin, dass nicht die großskalig betrachteten urbanen Landschaften einen Faktor für das Vorkommen von Kleinsäufern darstellen, sondern eher Faktoren wie die Vegetationsstruktur einzelner Flächen (Dickman & Doncaster 1987). In ihrer Untersuchung entlang eines urban-ruralen Gradienten in der Stadt Rennes, Frankreich, konnten Croci et al. (2007) mit 61,04% der gefangenen Tiere *Apodemus sylvaticus* (Waldmaus) bis ins Stadtzentrum nachweisen. Zwei Spitzmausarten und *Myodes glareolus* (Rötelmaus) konnten jedoch nur in periurbanen oder ländlichen Bereichen gefangen werden. Die Ergebnisse ihrer Arbeit deuten darauf hin, dass das Vorkommen der Arten eher von der Abnahme des Pflanzenreichtums und mangelnder Deckung durch eine Krautschicht, als durch die umgebenden Einflüsse der Urbanisierung bestimmt wird. In einer Studie zu

Kleinsäugergemeinschaften in urbanen Gebieten Zentralchiles konnten Fernández und Simonette (2013) hingegen keine Beziehung zwischen der Artanzahl gefangener Kleinsäuger und der Dichte der Vegetationsbedeckung und floralen Heterogenität herstellen.

Ogleich der Fangerfolg dieser Studie über die verschiedenen Jahreszeiten hinweg stark fluktuierte, zeigte sich ein Zusammenhang zwischen den Fangraten und dem Urbanisierungsgrad. Insgesamt ließ sich eine tendenzielle Abnahme des Fangerfolgs für die drei individuenstärksten Arten *Apodemus flavicollis* (Gelbhalsmaus), *Apodemus sylvaticus* (Waldmaus) und *Myodes glareolus* (Rötelmaus) mit zunehmender Urbanisierung erkennen. Für *Apodemus flavicollis* war diese Entwicklung besonders signifikant. Im Rahmen dieser Arbeit wurden keine Dichteberechnungen vorgenommen. Betrachtet man jedoch die Fangraten als ein Indiz oder Tendenz des Dichtevorkommens der Arten, scheint dieses, im Vergleich zu andern in Städten etablierten Arten, mit zunehmender Verstädterung geringer zu werden.

Ekernas und Mertes (2006) konnten für die Artenzusammensetzung von Kleinsäugergemeinschaften entlang eines urban-ruralen Gradienten in der Metropolregion New York, USA, zwischen unterschiedlichen Habitattypen (Wald, Salzmarsch, Buschland, Wiesen) keinen signifikant Unterschied darlegen. Für Waldgebiete konnten Ekernas und Mertes (2006) zeigen, dass der Grad der Urbanisierung, die Flächengröße und das Vorkommen von Rehen keinen Einfluss auf die Artendiversität hatten. Zusätzlich ergab sich für die Gesamtdichte der Arten in den jeweiligen Habitaten kein Unterschied (Ekernas & Mertes 2006). Es gab jedoch eine negative Korrelation zwischen Wildvorkommen und Kleinsäugerdichte sowie Größe des Waldfragments und Kleinsäugerdichte. Ekernas und Mertes (2006) schlussfolgern daraus, dass kleine urbane Waldflächen deutlich höhere Kleinsäugerdichten aufweisen können als große Gebiete. Als Ursache hierfür kann möglicherweise die durch Barrieren verhinderte Abwanderung von Tieren (dispersal) aus den Gebieten Berücksichtigung finden, wodurch es auf kleinen Fragmenten zu sehr hohen Populationsdichten kommen kann (Mahan & O'Connell 2005). Contesse et al. (2004) konnten beispielsweise für *Vulpes vulpes* (Rotfuchs) höhere Populationsdichten in der Stadt als im umgebenden Umland nachweisen. Smith und Engeman (2002) beschreiben für einen Stadtpark in Ford Lauderdale, Florida, USA, eine Dichte von 238 Waschbären (*Procyon lotor*) pro km², wohingegen im Vergleich Dichten von 0,9-55,6 Tiere/km² für das rurale Umland erfasst wurden. Für *Sciurus carolinensis* (Grauhörnchen) konnten Parker & Nilon (2008) in sieben städtischen Parkanlagen in Washington, USA, sehr hohe Individuendichten nachweisen und diese in Zusammenhang mit starker intraspezifischen Aggression bringen.

Apodemus sylvaticus kam am individuenstärksten (N = 170) in vielen Bereichen vor. Sie kann mit ihrer Schwesterart *Apodemus flavicollis* (N = 161) durch das stetige Auftreten für die Stadt Hamburg als synanthrop beschrieben werden. *Myodes glareolus* hingegen konnte in Gebieten mit hohem Urbanisierungsgrad nur an einem Transekt gefangen werden. In urbanen Bereichen entwickelt sich stellenweise eine eigene "StadtNatur" in

Form von Parks, Brachflächen oder als Begleitvegetation entlang von Bahndämmen und Flussläufen. Diese Fragmente können neben unterschiedlicher Vegetation auch kleinräumig veränderte Parameter aufweisen, wie z.B. eine geringere Bodenverdichtung. Arten wie *Myodes glareolus* als Vertreter der Wühlmäuse (Cricetidae) finden hier ihrer Ökologie entsprechende Habitatsinseln mit einer für ihre unterirdische Wühlaktivität geeigneten Bodenbeschaffenheit. Die Ergebnisse zur Frage nach einem Zusammenhang zwischen dem Artvorkommen und bestimmten Mikrohabitatstypen rund um die Fallenstandorte bestätigen diese Hypothese. Für die drei Mikrohabitatparameter Grasschicht, Gehölzstruktur und Bodenstruktur konnte nur eine ausgeprägte Grasschicht mit einer höheren Artanzahl in Zusammenhang gebracht werden. Jedoch war *Myodes glareolus* die einzige Kleinsäugerart die signifikant häufiger an Standorten mit starker Grasschicht und hoher Bodenstruktur gefangen wurde.

Im Zusammenhang mit der Kondition der Tiere der drei Arten *Apodemus sylvaticus*, *Apodemus flavicollis* und *Myodes glareolus* zeigte sich keine Beziehung zwischen Urbanisierungsgradient und Body-Mass-Index (BMI). Die Transektstruktur hatte nur einen Einfluss auf *Apodemus flavicollis*. Je mehr Vegetationsstruktur gegeben war, desto kleiner wurde der Body-Mass-Index dieser Art. Welche Faktoren, unabhängig von Verstädterung, hierbei einen Einfluss haben bedarf weiterer Untersuchungen. Denkbar ist ein verstärkter Druck durch inter- und intrazpezifischer Konkurrenz. Betrachtet man die Kondition, als Maß für die Qualität eines Lebensraums und Produktionserfolgs, dargestellt über die Höhe des BMIs, scheinen Vertreter aller drei Arten auch in Bereichen hoher Urbanisierung geeignete Lebensräume zu finden.

Literaturverzeichnis

- Adams CE, Lindsay KJ (2009): Urban wildlife management. Zweite Auflage. Taylor and Francis Press, Boca Raton, USA.
- Adams CE, Lindsay KJ (2011): Anthropogenic ecosystems: the influence of people on urban wildlife populations. In: Niemelä J, Breuste JH, Guntenspergen G, McIntyre NE, Elmquist T, James P (Hrsg.): Urban Ecology: patterns, processes and applications. Oxford University Press, New York, USA, pp 116-128.
- Aguilar AG, Ward PM, Smith Sr CB (2003): Globalization, regional development, and mega-city expansion in Latin America: Analyzing Mexico City's peri-urban hinterland. *Cities* 20(1):3–21.
- Aguilera AG, Alpert P, Dukes JS, Harrington R (2010): Impacts of the invasive plant *Fallopia japonica* (Houtt.) on plant communities and ecosystem processes. *Biological Invasions* 12(5):1243–1252.
- Alberti M (2005): The Effects of Urban Patterns on Ecosystem Function. *International Regional Science Review* 28(2):168–192.
- Alberti M (2008): *Advances in urban ecology: integrating humans and ecological processes in urban ecosystems*. Springer, New York, USA.
- Alberti M, Botsford E, Cohen A (2001): Quantifying the urban gradient: Linking urban planning and ecology. In: Marzluff JM, Bowman R, Donnelly R: *Avian Ecology and Conservation in an Urbanizing World*. Springer US, pp 89-115.
- Allen AP, O'Connor RJ (2000): Interactive effects of land use and other factors on regional bird distributions. *Journal of Biogeography* 27(4):889-900.
- Allen TFH, Wyleto EP (1983): A hierarchical model for the complexity of plant communities. *Journal of Theoretical Biology* 101(4):529-540.
- Andrén H (1994): Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71(3):355-366.
- Angel S, Sheppard S, Civco DL, Buckley R, Chabaeva A, Gitlin L, Kraley A, Parent J, Perlin M (2005): *The dynamics of global urban expansion*. World Bank, Transport and Urban Development Department, Washington DC, USA.
- Arnfield AJ (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.
- Arnold CL, Gibbons CJ (1996): Impervious surface coverage - The emergence of a key environmental indicator. *Journal of the American Planning Association* 62(2):243–258.
- Austin MP (1987): Models for the analysis of species' response to environmental gradients. *Vegetatio* 69(1):35-45.
- Baker PJ, Bentley AJ, Ansell RJ, Harris S (2005): Impact of predation by domestic cats *Felis catus* in an urban area. *Mammal Review* 35(3-4):302–312.

- Barbero-Sierra C, Marquesb MJ, Ruíz-Pérez M (2013): The case of urban sprawl in Spain as an active and irreversible driving force for desertification. *Journal of Arid Environments* 90:95–102.
- Bart IL (2010): Urban sprawl and climate change: a statistical Eexploration of cause and effect, with policy options for the EU. In: Hoornweg D, Freire M, Lee MJ, Bhada-Tata P, Yuen B (Hrsg.) *Cities and climate change: Responding to an urgent agenda*. The World Bank, Washington DC, USA, pp 290-311.
- Baumhoefener K (2014): Darstellung von Kleinsäugergemeinschaften in Bezug auf Jagdgebiete der Waldohreule (*Asio otus*) im Gebiet Rahlstedt, Hamburg. BSc-Arbeit, Universität Hamburg.
- Bennie J, Davies TW, Duffy JP, Inger R, Gaston KJ (2014): Contrasting trends in light pollution across Europe based on satellite observed night time lights. *Scientific Reports* 4(3789):1-6.
- Berghoff PC (1989): *Kleine Heimtiere und ihre Erkrankungen*. Berlin: Paul Parey.
- Blair, RB (1996): Land use and avian species diversity along an urban gradient. *Ecological Applications* 6(2):506-519.
- Blair RB, Launer AE (1997): Butterfly diversity and human land use: species assemblages along an urban gradient. *Biological Conservation* 80(1):113-125.
- Borrego C, Martins H, Tchepel O, Salmim L, Monteiro A, Miranda AI (2006): How urban structure can affect city sustainability from an air quality perspective. *Environmental Modelling & Software* 21(4):461–467.
- Bowers Ma, Breland B (1996): Foraging of Gray Squirrels on an urban-rural gradient: use of the gud to assess anthropogenic impact. *Ecological Applications* 6(4):1135-1142.
- Bissonette JA, Rosa SA (2009): Road Zone Effects in Small-Mammal Communities. *Ecology and Society* 14(1):27.
- Braun-Blanquet J (1964): *Pflanzensoziologie: Grundzüge der Vegetationskunde*. Springer-Verlag, Wien.
- Breuste J, Niemelä J, Snep RPH (2008): Applying landscape ecological principles in urban environments. *Landscape Ecology* 23(10):1139–1142.
- Breuste J, Pauleit S, Haase D, Sauerwein M (2016): *Stadtökosysteme: Funktion, Management und Entwicklung*. Springer Spektrum, Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- BSU (Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt) Hamburg (2007): *Der Wandsegrünzug*.
- BSU (Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt) Hamburg (2011): *Kartieranleitung und Biotoptypenschlüssel für die Biotopkartierung Hamburg*.
- BUE (Behörde für Umwelt und Energie) Hamburg (2017): <http://www.hamburg.de/landschaftsschutzgebiete/>, Zugriff am 17.05.2017.
- BUND: Projekt „Forelle 2010“:
http://bundhamburg.bund.net/themen_projekte/umwelt_und_naturschutz/forelle_2010/. Zugriff am 20.04.2017.
- Cadenasso, ML, Pickett STA, Grove JM (2006): Dimensions of ecosystem complexity: heterogeneity, connectivity, and history. *Ecological complexity* 3(1):1-12.

- Camagni R, Gibelli MC, Rigamonti R (2002): Urban mobility and urban form: the social and environmental costs of different patterns of urban expansion. *Ecological Economics* 40(2):199–216.
- CBD (Convention on Biological Diversity) (2002): <https://www.cbd.int/decision/cop/default.shtml?id=7197> COP 6 Decision VI/23 2002. Zugriff am 19.04.2017.
- Chace JF, Walsh JJ (2006): Urban effects on native avifauna: a review. *Landscape and Urban Planning* 74(1):46–69.
- Chernousova NF, Tolkachev V (2007): Specific features of population dynamics and species diversity of shrews in urbanized areas. *Russian Journal of Ecology* 38(3):217–221.
- Collinge SK (1996): Ecological consequences of habitat fragmentation: implications for landscape architecture and planning. *Landscape and Urban Planning* 36(1):59-77.
- 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 - Zeitschrift für Säugetierkunde* 69(2):81-95.
- Croci S, Butet A, Georges A, Aguejdad R, Clergeau P (2008): Small urban woodlands as biodiversity conservation hot-spot: a multi-taxon approach. *Landscape Ecology* 23(10):1171–1186.
- Czech B, Krausmann PR, Devers PK (2000): Economic Associations among causes of species endangerment in the United States. *BioScience* 50(7): 593-601.
- Donnelly R, Marzluff JM (2006): Relative importance of habitat quantity, structure, and spatial pattern to birds in urbanizing environments. *Urban Ecosystems* 9(2):99-117.
- Diaz M, Santos T, Telleria JL (1999): Effects of forest fragmentation on the winter body condition and population parameters of an habitat generalist, the wood mouse *Apodemus sylvaticus*: a test of hypotheses. *Acta Oecologica* 20:39-49.
- Dickmann CR (1987): Habitat Fragmentation and Vertebrate Species Richness in an Urban Environment. *Journal of Applied Ecology* 24(2):337-351.
- Dickman CR, Doncaster CP (1987): The ecology of small mammals in urban habitats. 1. Populations in a patchy environment. *Journal of Animal Ecology* 56(2):629-640.
- Dickman CR, Doncaster CP (1989): The Ecology of Small Mammals in Urban Habitats. II. Demography and Dispersal. *Journal of Animal Ecology* 58(1):119-127.
- Duffy A (2009): Land use planning in Ireland: a life cycle energy analysis of recent residential development in the greater Dublin area. *International Journal of Life Cycle Assessment* 14(3):257-267.
- Deutscher Wetterdienst (DWD) (2017): http://www.dwd.de/DE/klimaumwelt/cdc/cdc_node.html. Zugriff am 02.03.2017.
- Eccard JA, Ylönen H (2003): Interspecific competition in small rodents: from populations to individuals.
- EEA (European Environment Agency) (2006): Urban sprawl in Europe: the ignored challenge. EEA report 10/2006.

- EEA-FOEN (European Environment Agency) (2016): Urban sprawl in Europe: Joint EEA-FOEN report. EEA report 11/2016.
- Eigenbrod F, Bell VA, Davies HN, Heinemeyer A, Armsworth PR, Gaston KJ (2011): The impact of projected increases in urbanization on ecosystem services. Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences rspb20102754.
- Ekernas LS, Mertes KJ (2006): The influence of urbanization, patch size, and habitat type on small mammal communities in the New York metropolitan region. Final Report, WildMetro, New York, USA.
- Elmqvist T, Fragkias M, Goodness J, Güneralp B, Marcotullio PJ, McDonald RI, Parnell S, Schewenius M, Sendstad M, Seto KC, Wilkinson C (Hrsg.)(2013): Urbanization, biodiversity and ecosystem services: challenges and opportunities: a global assessment. Springer Netherlands, open access.
- Faeth SH, Bang C, Saari S (2011): Urban biodiversity: patterns and mechanisms. In: Ostfeld RS, Schlesinger WH (Hrsg.) The year in ecology and conservation biology, vol 1223. Blackwell Science Publications, Osney Mead, Oxford, England, pp 69–81.
- Faeth SH, Warren PS, Shochat E, Marussich WA (2005): Trophic Dynamics in Urban Communities. *BioScience*, 55(5):399-407.
- Fernández IC, Simonetti JA (2013): Small mammal assemblages in fragmented shrublands of urban areas of Central Chile. *Urban Ecosystems* 16(2):377-387.
- Forman RTT, Alexander LE (1998): Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics* 29:207-231.
- Galluzzi G, Eyzaguirre P, Negri V (2010): Home gardens: neglected hotspots of agrobiodiversity and cultural diversity. *Biodiversity and Conservation* 19(13):3635–3654.
- Ganzhorn JU, Eisenbeiß B (2001): The concept of nested species assemblages and its utility for understanding effects of habitat fragmentation. *Basic and Applied Ecology* 2:87–95.
- Godefroid S, Koedam N (2003): Distribution pattern of the flora in a peri-urban forest: an effect of the city–forest ecotone. *Landscape and Urban Planning* 65:169–185.
- Gerber E, Krebs C, Murell C, Moretti M, Rocklin R, Schaffner U (2008): Exotic invasive knotweeds (*Fallopia* spp.) negatively affect native plant and invertebrate assemblages in European riparian habitats. *Biological Conservation* 141: 646-654.
- Gilot-Fromont E, Lélou M, Dardé M-L, Richomme C, Aubert D, Afonso E, Mercier A, Gotteland C, Villena I (2012): The life cycle of *Toxoplasma gondii* in the natural environment. In: Djurković Djaković O (Hrsg.): *Infectious Diseases -Toxoplasmosis - recent advances*. Intech, open access books, pp 3-36.
- Gloor S, Bontadina F, Hegglin D, Deplazes, Breitenmoser U (2001): The rise of urban fox populations in Switzerland. *Mammalian Biology* 66:155-164.
- Glista DJ, DeVault TL, DeWoody JA (2008): Vertebrate road mortality predominantly impacts amphibians. *Herpetological Conservation and Biology* 3(1):77-87.
- Greenwood A, Churchfield S, Hickey C (2002): Geographical distribution and habitat occurrence of the Water Shrew (*Neomys fodiens*) in the Weald of South-East England. *Mammal Review* 32(1):40–50.

- Gretzschel M, Zapf M (1997): Hamburgs Alster. Hamburg: Axel Springer Verlag.
- Grieger L (2012): Untersuchung der Ökologie von ausgewählten Kleinsäugerarten im zentralen Stadtgebiet Hamburgs. BSc-Arbeit, Universität Hamburg.
- Grimm NB, Faeth SH, Golubiewski NE, Redman CL, Wu J, Bai X, Briggs JM (2008a): Global change and the ecology of cities. *Science* 319(5864):756–760.
- Grimm NB, Foster D, Groffman P, Grove JM, Hopkinson CS, Nadelhoffer KJ, Pataki DE, Peters DPC (2008b): The changing landscape: ecosystem responses to urbanization and pollution across climatic and societal gradients. *Frontiers in Ecology and the Environment* 6(5):264–272.
- Grimm NB, Grove JM, Pickett STA, Redman CL (2000): Integrated approaches to long-term studies of urban ecological systems. *BioScience* 50(7):571–584.
- Gutierrez JR, Meserve PL, Herrera S, Contreras LC, Jaksic FM (1997): Effects of small mammals and vertebrate predators on vegetation in the Chilean semiarid zone. *Oecologia* 109:398–406.
- Haase A, Rink D, Grossmann K, Bernt M, Mykhnenko V (2014): Conceptualizing urban shrinkage. *Environment and Planning A* 46:1519 – 1534.
- Haddad NM, Bowne DR, Cunningham A, Danielson BJ, Levey DJ, Sargent S, Spira T (2003): Corridor use by diverse taxa. *Ecology*, 84(3):609–615.
- Haeckel E (1866): Generelle Morphologie der Organismen. Allgemeine Grundzüge der organischen Formen-Wissenschaft, mechanisch begründet durch die von Charles Darwin reformirte Descendenz-Theorie. Berlin, Bd. 2.
- Hahs AK, McDonnell MJ, McCarthy MA, Vesk PA, Corlett RT, Norton BA, Clemants SE, Duncan RP, Thompson K, Schwartz MW, Williams NSG (2009): A global synthesis of plant extinction rates in urban areas. *Ecology Letters* 12(11):1165–1173.
- Hamer AJ, McDonnell MJ (2008): Amphibian ecology and conservation in the urbanising world: A review. *Biological Conservation* 141(10):2432-2449.
- Niethammer J, Krapp F, Henttonen, H (1982): Handbuch der Säugetiere Europas. Bd. 2/1: Rodentia II (Cricetidae, Arvicolidae, Zapodidae, Spalacide, Hystricidae, Capromyidae). Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden.
- Hermann J (2013): Kleinsäugergemeinschaften in Neophytenbeständen im Hamburger Stadtgebiet entlang von Alster und Wandse. BSc-Arbeit, Universität Hamburg.
- Herr J, Schley L, Roper TJ (2010): Socio-spatial organization of urban stone martens. *Journal of Zoology* 277(1):54–62.
- Hoffmann P, Schluenzen KH (2010): Das Hamburger Klima. In: Poppendieck HH, Bertram H, Brandt I, Engelschall E, v.Prondzinski J (Hrsg.) *Der Hamburger Pflanzenatlas. von a bis z.* Dölling und Galitz Verlag, München, Hamburg, pp 28–31.
- Hollander JL, Vander Wall SB (2004): Effectiveness of six species of rodents as dispersers of singleleaf piñon pine (*Pinus monophylla*). *Oecologia* 138(1):57–65.
- HPA 2017 HPA (2017) <http://www.hamburg-port-authority.de/de/der-hafen-hamburg/zahlen-und-fakten/Seiten/default.aspx> Zugriff am 12.11.2016.

- Hunter P (2007): The human impact on biological diversity. *European Molecular Biology Organization reports* 8(4):316-318.
- Hutyra LR, Yoon B, Hepinstall-Cymerman J, Alberti M (2011): Carbon consequences of land cover change and expansion of urban lands: A case study in the Seattle metropolitan region. *Landscape and Urban Planning* 103:83–93.
- IBM Corporation (2017): IBM SPSS Statistics for Windows, Version 22.0.0.1. Armonk, NY: IBM Corp.
- Industrieverband Heimtierversand e.V. (IVH) (2017): <https://www.ivh-online.de/> Zugriff am 03.02.2017.
- Jat MK, Garg PK, Khare D (2008): Monitoring and modelling of urban sprawl using remote sensing and GIS techniques. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 10:26–43.
- Jedicke E (1994): Biotopverbund. Grundlagen und Maßnahmen einer neuen Naturschutzstrategie. Ulmer, Stuttgart.
- Jones C, Kammen, DM (2014): Spatial distribution of US household carbon footprints reveals suburbanization undermines greenhouse gas benefits of urban population density. *Environmental science & technology* 48(2): 895-902.
- Keeley BW, TuttleMD (1999): Bats in American bridges. Bat Conservation International Incorporated.
- Klempa B (2009): Hantaviruses and climate change. *Clinical Microbiology and Infection* 15(6): 518-523.
- Kotulski Y, König A (2008): Conflicts, crises and challenges: wild boar in the Berlin City—a social empirical and statistical survey. *Natura Croatica* 17(4):233-246.
- Kowarik I (1992): Das Besondere der städtischen Flora und Vegetation. In: Deutscher Rat für Landespflege. *Natur in der Stadt - Der Beitrag der Landespflege zur Stadtentwicklung. Gutachtliche Stellungnahme und Ergebnisse eines Kolloquiums des Deutschen Rats für Landespflege. Vol 61, pp 33–47.*
- Kowarik I (1995): Time lags in biological invasions with regard to the success and failure of alien species 15-38.
- Lal R (2003): Global potential of soil carbon sequestration to mitigate the greenhouse effect. *Critical Reviews in Plant Sciences* 22(2):151-184.
- Leveau CM, LM Leveau (2005): avian community response to urbanization in the Pampean region, Argentina. *Ornitologia Neotropical* 16:503–510.
- Loss S R, Will T, Marra PP (2013): The impact of free-ranging domestic cats on wildlife of the United States. *Nature communications* 4(1396):1-7.
- Lovett GM, Traynor MM, Pouyat RV, Carreiro MM, Zhu WX, Baxter JW (2000): Atmospheric deposition to oak forests along an urban-rural gradient. *Environmental Science and Technology* 34(20):4294–4300.
- Luniak M (2004): Synurbization—adaptation of animal wildlife to urban development. In: *Proceedings 4th International Symposium Urban Wildlife Conservation, Tucson, pp 50-55.*

- Mack RN, Lonsdale WM (2001): Humans as global plant dispersers: getting more than we bargained for: current introductions of species for aesthetic purposes present the largest single challenge for predicting which plant immigrants will become future pests. *BioScience* 51(2):95-102.
- Mackin-Rogalska R, Pinowski J, Solon J, Wojcik Z (1988): Changes in vegetation, avifauna, and small mammals in a suburban habitat. *Polish Ecological Studies* 14:293-330.
- Maeda T, Maruyama N (1991): Early fall urban bird communities of Hobart, Tasmania. *Yamashina Institute of Ornithology* 22:56-69.
- Mahan CG, O'Connell, TJ (2005): Small mammal use of suburban and urban parks in central Pennsylvania. *Northeastern Naturalist* 12(3):307-314.
- Marks CA, Bloomfield TE (1999): Distribution and density estimates for urban foxes (*Vulpes vulpes*) in Melbourne: implications for rabies control. *Wildlife Research* 26(6):763-775.
- Marzluff JM (2001): Worldwide urbanization and its effects on birds. In: Marzluff JM, Bowman R, Donnelly R (Hrsg.): *Avian ecology and conservation in an urbanizing world*. Springer Science+Business Media, New York, pp 19-47.
- Marzluff JM, 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 JM, Bowman R, Donnelly R (2001): A historical perspective on urban bird research: trends, terms, and approaches. In: Marzluff JM, Bowman R, Donnelly R (Hrsg.): *Avian ecology and conservation in an urbanizing world*. Springer Science+Business Media, New York, pp 1-17.
- Maurel N, Fujiyoshi M, Muratet A, Porcher E, Motard E, Gargominy O, Machon N (2013): Biogeographic comparisons of herbivore attack, growth and impact of Japanese knotweed between Japan and France. *Journal of Ecology* 101:118-127.
- McDonnell MJ, Hahs AK (2008): The use of gradient analysis studies in advancing our understanding of the ecology of urbanizing landscapes: current status and future directions. *Landscape Ecology* 23(10):1143-1155.
- McDonnell MJ, Hahs AK, Breuste JH (Hrsg.) (2009): *Ecology of cities and towns: a comparative approach*. Cambridge University Press.
- McDonnell MJ, Pickett STA (1990): Ecosystem structure and function along urban rural gradients - an unexploited opportunity for ecology. *Ecology* 71(4):1232-1237.
- McDonnell MJ, Pickett STA, Groffman P, Bohlen P, Pouyat RV, Zipperer WC, Parmelee RW, Carreiro MM, Medley K (1997): Ecosystem processes along an urban-to-rural gradient. *Urban Ecosystems* 1:21-36.
- McGregor RL, Bender D J, Fahrig L (2008): Do small mammals avoid roads because of the traffic?. *Journal of Applied Ecology* 45(1):117-123.
- 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 NE, Rango J, Fagan WF, Faeth SH (2001): Ground arthropod community structure in a heterogeneous urban environment. *Landscape and urban planning* 52(4):257-274.
- McKinney ML (2002): Urbanization, biodiversity, and conservation. *BioScience* 52(10):883–890.
- McKinney ML (2006): Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation* 127(3):247–260.
- McKinney ML (2008): Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. *Urban Ecosystems* 11:161–1769.
- Moudon AV (2009): Real noise from the urban environment: how ambient community noise affects health and what can be done about it. *American journal of preventive medicine* 37(2): 167-171.
- Morin P. (1999): Productivity, intraguild predation, and population dynamics in experimental food webs. *Ecology* 80(3):752-760.
- Mimet A, Pellissier V, Quenol H, Aguejdad R, Dubreuil V, Roze F (2009): Urbanisation induces early flowering: evidence from *Platanus acerifolia* and *Prunus cerasus*. *International Journal of Biometeorology* 53(3):287–298.
- Müller N, Ignatieva M, Nilon CH, Werner P, Zipperer WC (2013): Patterns and trends in urban biodiversity and landscape design. In: Elmqvist T, Fragkias M, Goodness J, Güneralp B, Marcotullio PJ, McDonald RI, Parnell S, Schewenius M, Sendstad M, Seto KC, Wilkinson C (Hrsg.)(2013): *Urbanization, biodiversity and ecosystem services: challenges and opportunities: a global assessment*. Springer Netherlands, open access, pp 123-174.
- Naturschutzbund (NABU) Hamburg (2017): <https://hamburg.nabu.de/wir-ueber-uns/stadtteilgruppen/alstertal/betreute-gebiete/06522.html> Zugriff am 13.03.2017.
- Neil K, Wu J (2006): Effects of urbanization on plant flowering phenology: A review. *Urban Ecosystems* 9(3):243-257.
- Niemelä J (1999): Ecology and urban planning. *Biodiversity and Conservation* 8(1):119–131.
- Nobis MP, Jaeger JAG, Zimmermann NE (2009): Neophyte species richness at the landscape scale under urban sprawl and climate warming. *Diversity and Distributions* 15(6):928–939.
- Övergaard R, Gemmel P, Karlsson M (2007): Effects of weather conditions on mast year frequency in beech (*Fagus sylvatica* L.) in Sweden. *Forestry* 80(5): 555-565.
- Oxley D, Fenton MB, Carmody GR (1974): The effects of roads on populations of small mammals. *Journal of Applied Ecology* 51-59.
- Parker TS, Nilon CH (2008): Gray squirrel density, habitat suitability, and behavior in urban parks. *Urban Ecosystems* 11(3):243-255.
- Pauleit S, Ennos R, Golding Y (2005): Modeling the environmental impacts of urban land use and land cover change—a study in Merseyside, UK. *Landscape and urban planning* 71(2):295-310.

- Pauleit S, Sauerwein M, Breuste J (2016): Urbanisierung und ihre Herausforderungen für die ökologische Stadtentwicklung. In: Breuste J, Pauleit S, Haase D, Sauerwein M (2016): *Stadtökosysteme: Funktion, Management und Entwicklung*. Springer Spektrum, Springer-Verlag Berlin Heidelberg. pp 1-30.
- Peig J, Green A J (2010): The paradigm of body condition: a critical reappraisal of current methods based on mass and length. *Functional Ecology* 24(6):1323-1332.
- Petersen M (2013): Vorkommen von Zwergmäusen *Micromys minutus* (Pallas 1778) im Hamburger Stadtgebiet entlang von Alster und Wandse. BSc-Arbeit, Universität Hamburg.
- Pickett STA, Cadenasso ML, Grove JM, Nilon CH, Pouyat RV, Zipperer WC, Costanza R (2001): Urban ecological systems: Linking terrestrial ecological, physical, and socioeconomic components of metropolitan areas. *Annual Review of Ecology and Systematics* 32:127–157.
- Pickett STA, Collins SL, Armesto JJ (1987): Models, mechanisms and pathways of succession. *The Botanical Review* 53(3):335-371.
- Pickett ST, Cadenasso ML, Childers DL, McDonnell MJ, Zhou W (2016): Evolution and future of urban ecological science: ecology in, of, and for the city. *Ecosystem Health and Sustainability* 2(7).
- Pyšek P, Chocholoušková Z, Pyšek A, Jarošík V, Chytrý M, Tichý L (2004): Trends in species diversity and composition of urban vegetation over three decades. *Journal of Vegetation Science* 15(6):781–788.
- Pyšek P, Jarošík V (2005): Residence time determines the distribution of alien plants. In: *Invasive plants: ecological and agricultural aspects*. Birkhäuser Basel. pp 77-96.
- Raupp MJ, Shrewsbury PM, Herms DA (2010): Ecology of herbivorous arthropods in urban landscapes. *Annual review of entomology* 55:19-38.
- Rosenfeld D. (2000): Suppression of rain and snow by urban and industrial air pollution. *Science* 287(5459):1793-1796.
- Savard JPL, Clergeau P, Mennechez G (2000).: Biodiversity concepts and urban ecosystems. *Landscape and urban planning* 48(3):131-142.
- Scalenghe R, Marsan FA (2009): The anthropogenic sealing of soils in urban areas. *Landscape and urban planning* 90(1):1-10.
- Schlunzen KH, Hoffmann P, Rosenhagen G, Riecke W (2010): Long-term changes and regional differences in temperature and precipitation in the metropolitan area of Hamburg. *International Journal Climatology* 30(8):1121–1136.
- Schmidt KJ, Poppendieck HH, Jensen K (2014): Effects of urban structure on plant species richness in a large European city. *Urban Ecosystems* 17(2):427–444.
- Schneider & Woodcock 2008 Annemarie Schneider and Curtis E. Woodcock (2008): Compact, Dispersed, Fragmented, Extensive? A Comparison of Urban Growth in Twenty-five Global Cities using Remotely Sensed Data, Pattern Metrics and Census Information. *Urban Studies* 45:659.

- Seto KC, Fragkias M, Güneralp B, Reilly MK (2011): A meta-analysis of global urban land expansion. *PLoS ONE* 6(8): e23777.
- Seto KC, Parnell S, Elmqvist T (2013): A global outlook on urbanization. In *Urbanization, biodiversity and ecosystem services: Challenges and opportunities*. Springer Netherlands. pp. 1-12.
- Seto KC, Shepherd JM (2009): Global urban land-use trends and climate impacts. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 1(1):89-95.
- Shepherd JM, Pierce H, Negri AJ (2002): Rainfall modification by major urban areas: Observations from spaceborne rain radar on the TRMM satellite. *Journal of Applied Meteorology* 41: 689–701.
- Shochat E, Lerman S, Fernández-Juricic E (2010): Birds in urban ecosystems: population dynamics, community structure, biodiversity, and conservation. *Urban Ecosystem Ecology, (urbanecosysteme)*, 75-86.
- Shochat E, Warren PS, Faeth SH, McIntyre NE, Hope D (2006): From patterns to emerging processes in mechanistic urban ecology. *Trends in ecology & evolution* 21(4):186-191.
- Shustack DP, Rodewald AD, Waite TA (2009): Springtime in the city: exotic shrubs promote earlier greenup in urban forests. *Biological invasions* 11(6):1357-1371.
- Simon D, McGregor D, Nsiah-Gyabaah K (2004): The changing urban-rural interface of African cities: definitional issues and an application to Kumasi, Ghana. *Environment and Urbanization* 16(2):235-248.
- Slabbekoorn H, Peet M (2003): Birds sing at a higher pitch in urban noise. *Nature* 424(6946):267.
- Smith H T, Engeman RM (2002): An extraordinary raccoon, *Procyon lotor*; density at an urban park.
- Soltysiak & Brej 2012 Soltysiak J., Brej T. (2012): Characteristics that make the *Fallopia* genus (Polygonaceae) highly invasive. *Ecological Questions* 16: 23-27.
- Soh MC, Sodhi NS, Seoh RK, Brook BW (2002): Nest site selection of the house crow (*Corvus splendens*), an urban invasive bird species in Singapore and implications for its management. *Landscape and Urban Planning* 59(4):217-226.
- Sommer T, Karpf C, Ettrich N, Haase D, Weichel T, Peetz J V, Ullrich K (2009): Coupled modelling of subsurface water flux for an integrated flood risk management. *Natural Hazards and Earth System Sciences* 9(4):1277-1290.
- Statistische Ämter des Bundes und der Länder 2016 http://www.statistik-portal.de/Statistik-Portal/de_jb09_jahrtabf1.asp Zugriff am 24.03.2017.
- Stone B, Hess JJ, Frumkin H (2010): Urban form and extreme heat events: are sprawling cities more vulnerable to climate change than compact cities. *Environmental health perspectives* 118(10):1425-1428.
- Stradiotto A, Cagnacci F, Delahay R, Tioli S, Nieder L, Rizzoli A (2009): Spatial organization of the yellow-necked mouse: effects of density and resource availability. *Journal of Mammalogy* 90(3):704-714.

- Taha H. (1997): Urban climates and heat islands: albedo, evapotranspiration, and anthropogenic heat. *Energy and buildings* 25(2):99-103.
- Thompson GG, Withers PC (2003): Effect of species richness and relative abundance on the shape of the species accumulation curve. *Austral Ecology* 28(4):355-360.
- Tu J, Xia ZG, Clarke KC, Frei A (2007): Impact of urban sprawl on water quality in eastern Massachusetts, USA. *Environmental Management* 40(2):183-200.
- Turbé A, De Toni A, Benito P, Lavelle P, Lavelle P, Camacho NR, Mudgal S (2010): Soil biodiversity: functions, threats and tools for policy makers.
- Ulrich RG, Schmidt-Chanasit J, Schlegel M, Jacob J, Pelz HJ, Mertens M, Groschup MH (2006): Network "Rodent-borne pathogens" in Germany: longitudinal studies on the geographical distribution and prevalence of hantavirus infections. *Parasitology research* 103(1):121.
- Ulrich RG, Schlegel M, Schmidt-Chanasit J, Jacob J, Freise J, Pelz HJ, Sevke K (2011). Hantaviren und Nagetiere in Deutschland: Das Netzwerk „Nagetier-übertragene Pathogene“. *Julius-Kühn-Archiv*, (421), 76.
- United Nations (UN) Population Division (2015) World urbanization prospects: the 2014 Revision. U.N. Department of Economic and Social Affairs, New York, U.S.A.
- Waitt G, Harada T (2012): Driving, cities and changing climates. *Urban studies* 49(15), 3307-3325.
- Wania A, Kuehn 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(1-2):97-110.
- Weller B, Ganzhorn JU (2004): Carabid beetle community composition, body size, and fluctuating asymmetry along an urban-rural gradient. *Basic and Applied Ecology* 5(2):193-201.
- Whittaker RH (1967): Gradient analysis of vegetation. *Biological reviews* 42(2):207-264.
- Williams NS, Schwartz MW, Vesik PA, McCarthy MA, Hahs AK, Clemants SE, Corlett RT, Duncan RP, Norton BA, Thompson K, McDonnell MJ (2009): A conceptual framework for predicting the effects of urban environments on floras. *Journal of Ecology* 97(1):4-9.
- Wilson B, Chakraborty A (2013): The environmental impacts of sprawl: emergent themes from the past decade of planning research. *Sustainability* 5(8):3302-3327.
- Wu J (2014): Urban ecology and sustainability: The state-of-the-science and future directions. *Landscape and Urban Planning* 125: 209-221.
- Zhou L, Dickinson RE, Tian Y, Fang J, Li Q, Kaufmann RK, Myneni RB (2004): Evidence for a significant urbanization effect on climate in China. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 101(26):9540-9544.
- Zipperer WC, Wu J, Pouyat RV, Pickett ST (2000): The application of ecological principles to urban and urbanizing landscapes. *Ecological applications* 10(3):685-688.

Anhang I: Übersichtstabelle zu Ebene 2: Transektstruktur. Angegeben sind das Untersuchungsgebiet (Standort) und die jeweilige Transektbezeichnung; Strukturtypen von 1 = strukturarm bis 6 = strukturreich; Artanzahl = entlang des jeweiligen Transekts gefangene Anzahl Kleinsäugerarten; Urbanisierungsgrad 1 = niedrig, 2 = mittel, 3 = hoch; Apo fla = *Apodemus flavicollis*, Apo syl = *Apodemus sylvaticus*, My gl = *Myodes glareolus*, Apo ag = *Apodemus agrestis*, So ara = *Sorex araneus*, Mi arv = *Microtus arvalis*, Mi ag = *Microtus agrestis*; EV = Esther Verjans, JH = Jessica Hermann, MP = Miriam Petersen, LG = Lena Grieger, KB = Katharina Baumhoefener.

| Standort | Transekt | Struktur- typ | Art- anzahl | Urbanisierungs- grad | Apo fla | Apo syl | My gl | Apo ag | So ara | Mi arv | Mi ag | Biotoptypen | Auf- nahme durch: |
|----------|----------|------------------|----------------|-------------------------|------------|------------|----------|-----------|-----------|-----------|----------|---------------------------------|-------------------------|
| Alster 1 | A 1.3 | 5 | 2 | 3 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | Parkgehölz, Bahndamm | EV |
| Alster 1 | A 1.4 | 5 | 3 | 3 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | Ufergehölzsaum, Erlen | EV |
| Alster 1 | A 1.5 | 5 | 2 | 3 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | Parkgehölz | EV |
| Alster 1 | A 1.1 | 6 | 3 | 3 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | Parkgehölz, Bäume dominieren | EV |
| Alster 2 | A 2.1 | 5 | 3 | 2 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | Gehölz | EV |
| Alster 2 | A 2.2 | 6 | 3 | 2 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | Gehölz | EV |
| Alster 2 | A 2.3 | 6 | 3 | 2 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | Gehölz | EV |
| Alster 2 | A 2.4 | 6 | 2 | 2 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | Gehölz | EV |
| Alster 3 | A3.1.P | 1 | 4 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | Streuobstwiese | EV |
| Alster 3 | A3.4.P | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | Acker | EV |
| Alster 3 | A3.5.P | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | Wiese | EV |
| Alster 3 | A 3.1 | 1 | 3 | 1 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | Streuobstwiese | EV |
| Alster 3 | A3.2.P | 6 | 4 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | Gehölz | EV |
| Alster 3 | A3.3.P | 6 | 3 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | Gehölz | EV |
| Alster 3 | A 3.2 | 6 | 3 | 1 | 1 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | Ufergehölzsaum | EV |
| Alster 3 | A 3.3 | 6 | 3 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | Ufergehölzsaum | EV |

| Standort | Transekt | Struktur- typ | Art- anzahl | Urbanisierungs- grad | Apo fla | Apo syl | My gl | Apo ag | So ara | Mi arv | Mi ag | Biotoptypen | Auf- nahme durch: |
|------------------------------|----------|------------------|----------------|-------------------------|------------|------------|----------|-----------|-----------|-----------|----------|-------------------------------------|-------------------------|
| Alster 3 | A 3.4 | 6 | 2 | 1 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | Ufergehölzsaum | EV |
| Alster 4 | A 4.2 | 2 | 2 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | Buchenmischwald, trocken | EV |
| Alster 4 | A 4.3 | 2 | 3 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | Buchenmischwald, trocken | EV |
| Alster 4 | A 4.1 | 6 | 3 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | Nadelwald, trocken | EV |
| Alster Alsterwiesen * | RAAW | 3 | 2 | 2 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | Ufergehölzsaum | JH |
| Alster Beim Brombeerweg** | abb | 4 | 2 | 2 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | Gehölz | MP |
| Alster Poppenbüttel * | RAP | 3 | 3 | 2 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | Ufergehölzsaum | JH |
| Alster Rathenaustraße* | RAR | 5 | 2 | 2 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | Ufergehölzsaum | JH |
| Alster Wellingsbüttel * | RzAW | 5 | 2 | 2 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | Ufergehölzsaum | JH |
| Außenalster Ost ## | t1AO | 3 | 1 | 3 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | Ufervegetation | LG |
| Außenalster Ost ## | t2AO | 4 | 1 | 3 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | Parkgehölz | LG |
| Außenalster Ost ## | t3AO | 5 | 1 | 3 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | Ufervegetation, Weiden | LG |
| Außenalster Süd ## | t1AL | 2 | 1 | 3 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | Ufervegetation | LG |
| Außenalster Süd ## | t2AL | 3 | 2 | 3 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | Ufervegetation, Bäume dominieren | LG |
| Außenalster Süd ## | t3AL | 3 | 2 | 3 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | Parkgehölz | LG |

| Standort | Transekt | Struktur- typ | Art- anzahl | Urbanisierungs- grad | Apo fla | Apo syl | My gl | Apo ag | So ara | Mi arv | Mi ag | Biotoptypen | Auf- nahme durch: |
|-----------------------------|----------|------------------|----------------|-------------------------|------------|------------|----------|-----------|-----------|-----------|----------|---------------------------------|-------------------------|
| Außenalster West ## | t1AW | 2 | 2 | 3 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | Ufervegetation | LG |
| Außenalster West ## | t2AW | 4 | 1 | 3 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | Parkgehölz | LG |
| Außenalster West ## | t3AW | 4 | 2 | 3 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | Parkgehölz, Bäume dominieren | LG |
| Rahlstedt Acker++ | gAS | 4 | 2 | 2 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | Wiese, Knick (Wallhecke) | KB |
| Rahlstedt Garten++ | tGarten | 5 | 3 | 2 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | Garten | KB |
| Rahlstedt große Weide++ | gWK | 1 | 2 | 2 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | Wiese | KB |
| Rahlstedt große Weide++ | tWK | 4 | 2 | 2 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | Knick (Wallhecke) | KB |
| Rahlstedt kleine Weide++ | gkW | 1 | 1 | 2 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | Weide | KB |
| Rahlstedt kleine Weide++ | tkW | 4 | 1 | 2 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | Gebüsch | KB |
| Wandse 1 | W1.1 | 3 | 1 | 3 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | Parkgehölz, Bäume dominieren | EV |
| Wandse 1 | W1.2 | 3 | 1 | 3 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | Parkgehölz, Bäume dominieren | EV |
| Wandse 1 | W1.4 | 3 | 1 | 3 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | Parkgehölz, Bäume dominieren | EV |
| Wandse 1 | W1.3 | 5 | 2 | 3 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | Ufervegetation, Weiden | EV |
| Wandse 1 | W1.5 | 5 | 1 | 3 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | Parkgehölz, Bäume dominieren | EV |
| Wandse 2 | W2.1 | 5 | 3 | 2 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | Ufergehölzsaum | EV |

| Standort | Transekt | Struktur- typ | Art- anzahl | Urbanisierungs- grad | Apo fla | Apo syl | My gl | Apo ag | So ara | Mi arv | Mi ag | Biotoptypen | Auf- nahme durch: |
|---------------------------|------------|------------------|----------------|-------------------------|------------|------------|----------|-----------|-----------|-----------|----------|-----------------------|-------------------------|
| Wandse 2 | W2.2 | 6 | 3 | 2 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | Ufergehölzsaum, Erlen | EV |
| Wandse 2 | W2.3 | 6 | 2 | 2 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | Gehölz | EV |
| Wandse 2 | W2.4 | 6 | 1 | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | Gehölz | EV |
| Wandse 3 | W3.3 | 4 | 2 | 2 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | Gebüsch | EV |
| Wandse 3 | W3.1 | 5 | 1 | 2 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | Gehölz | EV |
| Wandse 4 | H 1.1 | 4 | 3 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | Haselhain | EV |
| Wandse 4 | H 1.3 | 4 | 3 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | Wiese, Weidengehölz | EV |
| Wandse 4 | H 1.2 | 6 | 4 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | Bruchwald, Erlen | EV |
| Wandse Am Sonnenweg** | tas | 2 | 3 | 2 | 1 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | Röhricht | MP |
| Wandse Auenstraße * | RWA | 5 | 1 | 3 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | Ufergehölzsaum | JH |
| Wandse Hogrevestraße * | R1aWH | 5 | 1 | 3 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | Ufergehölzsaum | JH |
| Wandse Hogrevestraße * | R1bWH | 5 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | Ufergehölzsaum | JH |
| Wandse Nordmarkstraße* | R1aWO N | 6 | 3 | 2 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | Ufergehölzsaum, Erlen | JH |
| Wandse Nordmarkstraße* | R1bWO N | 6 | 3 | 2 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | Ufergehölzsaum, Erlen | JH |
| Wandse Nordmarkstraße* | R3WON | 6 | 3 | 2 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | Ufergehölzsaum, Erlen | JH |
| Wandse Tonndorf** | twt | 2 | 2 | 2 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | Röhricht | MP |

Eidesstattliche Versicherung

Hiermit erkläre ich an Eides statt, dass ich die vorliegende Dissertationsschrift selbst verfasst und keine anderen als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel benutzt habe.

Hamburg, den 31.05.2017

Unterschrift