

Die Libellenfauna der Regenrückhaltebecken der Stadt Mainz (Odonata)

Christoph Willigalla¹ und Thomas Fartmann²

¹ Willigalla – Ökologische Gutachten, Am Großen Sand 22, D-55124 Mainz,
<christoph@willigalla.de>

² Westfälische Wilhelms-Universität Münster, Institut für Landschaftsökologie,
Robert-Koch-Straße 28, D-48149 Münster, <fartmann@uni-muenster.de>

Abstract

The Odonata fauna of the rain-storage ponds in the city of Mainz, Rhineland-Palatinate, Germany — Between 2006 and 2008, 32 species of Odonata were recorded at twelve rain-storage ponds (RSP) in Mainz. This is 84 % of the total Odonata fauna of the city area of Mainz, which comprises 38 species in total. Twenty-two of the observed species were classified as indigenous. On average, we found between six and nine species per RSP. Therefore, beside park ponds, RSP serve as a second important habitat for dragonflies and damselflies in urban areas.

The diversity of Odonata depended on pond size and the position of the ponds in different city zones. In the suburbs more species were found than in the city centre. In damselflies the abundance was negatively correlated with the density of buildings in the surroundings (up to 200 m around the ponds). Where building cover exceeded 40 %, damselfly abundances were very low. The spatial distance between the RSP was the main driver of similarity among Odonata assemblages of the RSP.

Due to the warm urban climate in cities RSP generally favour Mediterranean species. However, the macroclimate had a stronger impact on community composition in cities.

The Odonata fauna of the RSP of Mainz was very similar to those of the cities of Münster and Osnabrück. The main reason for this seems to be that the majority of species occurring in RSP are widespread and common species that are typical of eutrophic ponds. We assume that in Germany about 35 Odonata species are able to colonize RSP in cities. *Enallagma cyathigerum*, *Erythromma viridulum*, *Aeshna affinis*, *A. mixta*, *Libellula depressa* and *Orthetrum cancellatum* act as regional character species.

Zusammenfassung

An zwölf Regenrückhaltebecken (RRB) der Stadt Mainz konnten zwischen 2006 und 2008 mit 32 Arten rund 84 % der 38 im Stadtgebiet von Mainz bekannten Arten nachgewiesen werden, wobei 22 Arten sicher bodenständig waren. Im Mittel wurden zwischen sechs und neun Arten pro RRB festgestellt. Damit stellen RRB neben Parkweihern einen zweiten wichtigen Lebensraum für Libellen in der Stadt dar.

Die Artenzahl an den RRB war abhängig von der Größe des Gewässers und der Lage in unterschiedlichen Stadtzonen. Am Stadtrand wurden deutlich mehr Arten festgestellt als im Innenstadtbereich. Die Abundanz der Kleinlibellen war negativ mit dem Grad der Bebauung korreliert. Ab einem Bebauungsgrad von 40 % und mehr im Umkreis von 200 m um das Gewässer wurden nur noch geringe Dichten festgestellt. Die Ähnlichkeit der Libellenzönosen der einzelnen RRB hing stark von der Entfernung der Becken zueinander ab.

RRB begünstigen aufgrund der Lage in der Stadt und dem damit einhergehenden warmen Stadtklima prinzipiell das Vorkommen mediterraner Arten. Das Großklima hat jedoch einen größeren Einfluss auf die Zusammensetzung der Libellenzönose in der Stadt als das Stadtklima.

Das Arteninventar von RRB der Städte Mainz, Münster und Osnabrück ähnelt sich stark, da die RRB vorwiegend Lebensraum für weit verbreitete Arten darstellen, die ihren Vorkommensschwerpunkt in eutrophen Weihern haben. Es wird in Deutschland von ca. 35 Arten ausgegangen, die RRB in Städten erfolgreich besiedeln können. Als regionale Leitarten wurden *Enallagma cyathigerum*, *Erythromma viridulum*, *Aeshna affinis*, *A. mixta*, *Libellula depressa* und *Orthetrum cancellatum* ermittelt.

Einleitung

Der Erhalt und die Förderung der Artenvielfalt ist weltweit spätestens seit der Verabschiedung des Übereinkommens über die biologische Vielfalt in Rio de Janeiro 1992 das zentrale Thema des Naturschutzes (HEYWOOD 1995). Dabei soll der Fokus jedoch nicht nur auf die Natur-, sondern auch auf die Kulturlandschaft gelegt werden. Urbanisierung wird weltweit von vielen Autoren als eine der Hauptursachen für die Gefährdung der biologischen Vielfalt angesehen (MCKINNEY 2002; OLDEN et al. 2006).

Für Mitteleuropa liegen seit den 1980er-Jahren Untersuchungen darüber vor, welchen Einfluss städtische Siedlungen auf Arten und Lebensräume haben (siehe SUKOPP & WERNER 1982; WERNER & ZAHNER 2009). Auch zum Vorkommen der Libellen in Städten gibt es im deutschsprachigen Raum eine Vielzahl an Arbeiten (u.a. HANDKE et al. 1986; SCHLUMPRECHT & STUBERT 1989; BREUER et al. 1991; OTT 1993; OLY 1996; ARTMEYER et al. 2000; BRÄU et al. 2001; SCHLÜPMANN 2001; STEGLICH & GENTZ 2002; WILLIGALLA 2007). Dabei beschränken sich die meisten Arbeiten allerdings auf das Auflisten der nachgewiesenen Arten. Darüber hinaus wurden im überwiegenden Teil der Studien verstärkt die Siedlungsrandbereiche betrachtet, da hier eine höhere Artenvielfalt und seltene Arten erwartet wurden. SCHLÜPMANN (2001) stellte fest, dass einige stadtoökologisch besonders relevante Zonen ausgeklammert wurden. Die meisten Untersuchungen in Städten konzentrierten sich auf naturnahe Fließgewässer, Garten- und Angelteiche sowie Parkweiher. Zur Besiedlung von Regenrückhaltebecken (RRB), welche seit den 1970er-Jahren zur Speicherung von Hochwasserspitzenabflüssen bzw. Oberflächenwasser auch innerhalb von Städten angelegt werden, finden sich nur wenige Untersuchungen (MEIER & ZUCCHI 2000; WILLIGALLA et al. 2003; WALLASCHEK 2005). Nachdem WILLIGALLA et al. (2003) in Münster erstmals exemplarisch sämtliche RRB einer Stadt untersucht hatten, wurde nun zum Vergleich die Libellenfauna aller RRB der Stadt Mainz kartiert, um die Frage zu beantworten, ob sich die für Münster ermittelte naturschutzfachliche Bedeutung von RRB auf andere Städte übertragen lässt und die RRB einen

Beitrag zur Erhaltung der biologischen Vielfalt in der Stadt leisten können. Zusätzlich wurde untersucht, welche Faktoren die Artenvielfalt und die Abundanz der einzelnen Arten beeinflussen.

Untersuchungsgebiet

Lage und Physiogeographie

Das Untersuchungsgebiet (UG) umfasst das Stadtgebiet von Mainz (Rheinland-Pfalz). Mainz liegt im nördlichen Oberrheingraben auf der linken Rheinseite gegenüber der Mainmündung. Das UG lässt sich größtenteils dem Naturraum Rhein-Main-Tiefland zuordnen, der Süd- und Westteil liegen im Rhein Hessischen Tafel- und Hügelland. Umrahmt wird die Stadt im Norden und Westen von den Mittelgebirgslandschaften des Taunus bzw. des Saar-Nahe-Berg- und Hügellandes. Nach Süden schließt der Mittlere Oberrheingraben und nach Osten das Main-Wetterau-Tiefland an.

Das Rhein Hessische Tafel- und Hügelland zählt zusammen mit dem Oberrheinischen Tiefland zu den Wärme- und Trockeninseln Deutschlands. Es ist durch ein subkontinentales, wintermildes und sommerwarmes Tal- und Beckenklima charakterisiert (KANDLER & AMBOS 1991). In den Jahren 1951-1980 betrug der durchschnittliche Niederschlag in Mainz 586 mm, die Temperatur lag im Jahresmittel bei 10,0°C. In den Untersuchungsjahren 2006-2008 lag die Temperatur mit 10,8-11,5°C um 0,8-1,5°C über dem langjährigen Mittel und der Jahresniederschlag mit 475-530 mm um 56-111 mm unter dem langjährigen Mittel (DIENSTLEISTUNGSZENTREN LÄNDLICHER RAUM RHEINLAND-PFALZ 2009, Station Mainz).

Stadt naturzonen

Mainz hat eine Fläche von 9.775 ha. Rund 46 % nehmen Siedlungsbereiche ein. Daneben finden sich in den Siedlungsrandlagen auch Acker- und Weinbau. In Anlehnung an die AG STADTBIOTOPKARTIERUNG MAINZ (1996) kann die Stadt in drei Stadtnaturzonen aufgeteilt werden (Abb. 1):

Zone N, Naturlandschaftsrelikte: Gebiete, in denen noch einige Elemente und wesentliche Abläufe der Naturlandschaft erhalten sind und die noch nicht gänzlich durch die Urbanisierung überprägt sind. Hierzu zählen Kalkflugsandgebiete, die Rheinauen und Teile des Gonsbachtals.

Zone K, Kulturlandschaft: Traditionell land- und forstwirtschaftlich genutzte Gebiete mit charakteristischen Lebensräumen wie Äckern, Weinbergen, Wiesen, Weiden, Obstfeldern, Feldgebüsch und Wirtschaftswäldern. Elemente der Naturlandschaft finden sich allenfalls noch eingestreut, Elemente der vorindustriellen Agrarlandschaft sind in starkem Rückgang begriffen.

Zone U, urbane Landschaft: Siedlungsbereich mit bebauten Flächen sowie Grün- und Ruderalflächen verschiedenster Ausprägung. Charakteristisch sind städtische Habitate wie Parkanlagen, Friedhöfe, Kleingärten, Stadtwälder sowie zahlreiche Kleinstrukturen, zu denen z.B. Mauern, Pflasterfugen, Altbäume oder unversiegelte Wege zählen.

Gewässertypen

Natürliche Stillgewässer fehlen in Mainz. Libellenhabitate sind die Fließgewässer Rhein und Gonsbach, Gartenteiche, RRB und Abgrabungsgewässer (Kalkstein, Ton). Gegenstand dieser Untersuchung waren ausschließlich RRB. Die Anlage der RRB in Mainz erfolgte in den Jahren 1976 bis 1990. Ein Becken wurde im Jahr 1995 renaturiert. Je nach Ausprägung – z.B. Gewässergröße, Vegetationsstruktur – kann das Erscheinungsbild eines RRB stark variieren.

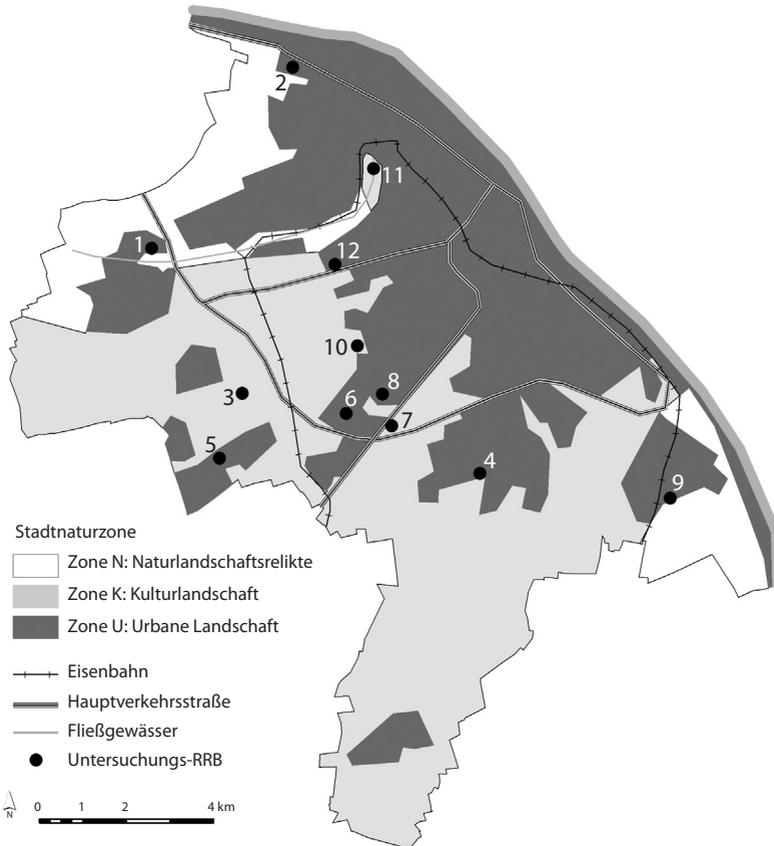


Abbildung 1: Karte der Stadt Mainz mit Lage der zwölf untersuchten Regenrückhaltebecken (RRB) innerhalb der drei Stadtnaturzonen (Einteilung nach AG STADTBIOTOPKARTIERUNG MAINZ 1996). — Figure 1: Map of the city of Mainz, Rhineland-Palatinate, Germany, with the situation of twelve rain-storage ponds examined in this study within three city nature zones (division according to AG STADTBIOTOPKARTIERUNG MAINZ 1996).

Tabelle 1. Klassifikation von fünf Typen von Regenrückhaltebecken. — Table 1. Classification of five rain-storage pond types. In Anlehnung an, following LWA (1992) und, and WILLIGALLA et al. (2003).

TYP	EIGENSCHAFTEN
I	Trockenbecken, die nur nach Starkregenereignissen bespannt werden und oft landwirtschaftlicher Nutzung unterliegen, zumeist mit Gräsern bewachsen.
II	Becken mit Kleingewässern (<3.000 m ² Oberfläche bei mittlerem Wasserstand) und wechselfeuchten Übergängen, zumeist mit Röhricht und/oder Binsen bestanden, strukturreich.
III	Becken mit großer freier Wasserfläche (≥3.000 m ²), mit Ufergehölz bestanden, bis auf schmale Röhrichtzone vorwiegend wasservegetationsfrei.
IV	Becken mit Dauerstau im Hauptschluss eines Fließgewässers, aufgrund des Aufstaus kaum Fließgeschwindigkeit.
V	Becken angrenzend an Fließgewässer, von diesem durchflossen, ohne die Fließgewässerdynamik zu beeinträchtigen, zumeist entwickeln sich naturnahe Uferstrukturen und -vegetation.

Für Hochwasserrückhaltebecken, welche zumeist außerhalb der Städte liegen, entwickelte SCHOLZ (2007) eine Klassifikation. Diese ist auf den innerstädtischen Bereich und RRB, die zur Speicherung von Regenwasserabflüssen aus dem Siedlungsbereich und nicht zur Speicherung von Fließgewässerhochwassern angelegt wurden, nur bedingt übertragbar. Daher wird in dieser Studie die in Tabelle 1 gewählte Einteilung als Grundlage genutzt. Die in Mainz angetroffenen RRB ließen sich den Typen I, II, III und V zuordnen. Aufgrund ihrer Vegetationsausprägung waren sie als mittlere bis späte Sukzessionsstadien anzusprechen. Die Gewässer waren nicht verbaut oder mit Folie ausgelegt. Die Gewässersohle bildete ausschließlich der anstehende Boden.

Die Gewässer des Types II waren vorwiegend mit Breitblättrigem Rohrkolben *Typha latifolia* bewachsen, der hier eine Deckung zwischen 10 und 70 % erreichte. Ein weiteres Gewässer war mit einer ausgeprägten Schwimmblattzone, gebildet von Krebschere *Stratiotes aloides*, bedeckt; bei den übrigen Gewässern fehlte eine Schwimmblattzone weitgehend, sie waren allenfalls bis zu 20 % mit Algenwatten bedeckt.

Die Gewässer des Types III wiesen mit Ausnahme des RRB 10 eine freie Wasserfläche mit einer Röhrichtdeckung von max. 10 % auf. Am RRB 10 betrug die Röhrichtdeckung ca. 50 %. Wegen der Gesamtgröße wurde es dennoch dem Typ III zugeordnet. Diese Gewässer waren nahezu vollständig mit Ufergehölzen, vorwiegend Weiden (*Salix* spp.), umstanden.

Bei den beiden RRB des Typs V handelte es sich jeweils um Bachläufe mit einer Breite <1 m sowie einer Tiefe <0,5 m. Bei RRB 1 war der Bachlauf begradigt, das Ufer entsprach einem Regelprofil, bei RRB 11 handelte es sich um einen in den 1990er-Jahren renaturierten Bachlauf.

Material und Methoden

Geländeerfassung

Anhand einer Auswertung der Karten des Wirtschaftsbetriebs Mainz und einer Luftbildauswertung (Geoportal Rheinland-Pfalz) erfolgte zunächst die Ermittlung aller RRB der Stadt Mainz. An diesen wurde im April 2006 bei einer Ortsbegehung die Eignung für eine Besiedlung durch Libellen abgeschätzt. Becken, die zu diesem Zeitpunkt kein Wasser aufwiesen (RRB Typ I), wurden nicht weiter untersucht. Von insgesamt 29 RRB blieben so zwölf für die Untersuchung übrig. Sechs Gewässer ließen sich dem Gewässertyp II, vier dem Typ III und zwei dem Typ V zuordnen.

Die Untersuchungen wurden in den Jahren 2006 bis 2008 durchgeführt. Pro Gewässer fanden im Zeitraum Mai bis September vier bis sechs jeweils einstündige Begehungen statt. Sechs Gewässer wurden innerhalb eines Jahres kartiert, an den übrigen sechs Gewässern fand die Kartierung über einen Zeitraum von zwei Jahren statt.

Die Erfassung der Libellen erfolgte durch Sichtbeobachtung mittels Fernglas. Einzelne Tiere wurden zur Determination mit einem Käscher gefangen und anschließend wieder frei gelassen. Des Weiteren wurde die Vegetation stichprobenhaft nach Exuvien abgesucht. Die Abundanz der Imagines wurde pro Gewässer auf einer Uferlänge von 20 m erhoben. Die Bodenständigkeit der Arten wurde folgendermaßen klassifiziert: Konnten Exuvien gefunden oder schlupfbereite Larven bzw. Jungfernflüge beobachtet werden, wurde die Art als bodenständig am Gewässer eingestuft. Als potenziell bodenständig wurden jene Funde gewertet, bei denen mindestens eine einmalige Beobachtung eines Tandems, einer Kopula oder einer Eiablage vorlag. Die Einstufung der erfassten Arten als mediterranes Faunenelement erfolgte nach STERNBERG (1998).

Um zu analysieren, welche Faktoren die Artenvielfalt und die Abundanz der einzelnen Arten beeinflussen, wurde neben Gewässerstrukturparametern wie Vegetationsdeckung und Beschattung auch der Bebauungsgrad der Gewässerumgebung erhoben. Des Weiteren wurde mittels GIS die Entfernung der einzelnen Gewässer zueinander gemessen, um mögliche Isolations- und Nachbarschaftseffekte aufzudecken. Eine Übersicht mit sämtlichen erhobenen Umweltparametern, deren Erfassungsmethoden und den entsprechenden Mittelwerten ist Tabelle 2 zu entnehmen.

Statistische Auswertung

Die statistische Auswertung erfolgte mit dem Programm SPSS 17.0. Bei der Auswertung wurden je nach Fragestellung die Artenzahl oder die maximal ermittelten Individuenzahlen der bodenständigen und potenziell bodenständigen Arten berücksichtigt.

Die 14 in Tabelle 2 aufgelisteten Parameter gingen z-transformiert in die Analyse ein (LEYER & WESCHE 2007). Um die Faktoren zu ermitteln, welche einen Einfluss auf die Artenvielfalt am Gewässer oder auf die Abundanz der einzelnen Arten haben, wurde zunächst der Maßkorrelationskoeffizient r nach Pearson berechnet. Konnte eine starke Korrelation ermittelt werden, wurde mit Hilfe eines Regressionsmodells die Abhängigkeit der Variablen zueinander dargestellt. Als Maß für die Güte der Beziehung dient das Bestimmtheitsmaß R^2 (LEYER & WESCHE 2007).

Tabelle 2. Übersicht über die in dieser Arbeit an Regenrückhaltebecken erhobenen Parameter. —
Table 2. Overview of the parameters collected in this study at rain-storage ponds. SD Standardab-
weichung, standard deviation.

PARAMETER [EINHEIT]	MITTELWERT ± SD
Methode	(Min–Max.)
Schwimmblattdeckung [% des Gewässers] Abschätzung im Gelände	10 ± 27 (0–95)
Röhrichtdeckung [% des Gewässers] Abschätzung im Gelände	32 ± 33 (0–90)
Freie Wasserfläche [% des Gewässers] Abschätzung im Gelände	50 ± 41 (0–100)
Ufergehölz [% der Uferlänge] Abschätzung im Gelände, Kontrolle im Luftbild	74 ± 30 (0–100)
Bebauung im Radius von 1000 m um das Gewässer [% der Fläche] Auswertung von Katasterdaten und Luftbildern ¹⁾	25 ± 7 (11–35)
Bebauung im Radius von 200 m um das Gewässer [% der Fläche] Auswertung von Katasterdaten und Luftbildern ¹⁾	28 ± 16 (0–52)
Offener Boden des Ufers [% der Uferlänge] Abschätzung im Gelände	3 ± 9 (0–30)
Größe des Beckens [m ²] GIS	2.160 ± 1.917 (30–5.850)
Beschattung des Beckens [%] Abschätzung im Gelände, Kontrolle im Luftbild	27 ± 17 (5–50)
Fließgeschwindigkeit [1, vorhanden; 0, stehendes Gewässer] Abschätzung im Gelände	
Entfernung zum Rhein [m Luftlinie] GIS	3.666 ± 1.902 (630–4.778)
Entfernung zum Laubenheimer Ried [m Luftlinie] GIS	6.861 ± 2.971 (114–10.842)
Entfernung zum nächsten Gewässer [m Luftlinie] GIS	1.196 ± 679 (114–2.383)

1) Es wurde unterschieden in „bebaut“ und „nicht bebaut“. Gebäude sowie vollständig versiegelte Bereiche wie Straßen und Parkplätze wurden als bebaut bewertet.

Um herauszufinden, ob die räumliche Lage der Gewässer zueinander einen Einfluss auf die Artenzusammensetzung hat, wurde als Maß für die Ähnlichkeit der Libellenzönosen der Sørensen-Koeffizient berechnet und dieser anschließend mit der Gewässerentfernung korreliert. Der Sørensen-Koeffizient wird auf Grundlage von Präsenz-Absenz-Daten errechnet und kann einen Wert zwischen 0 und 1 erreichen (SØRENSEN 1948). Je größer der Wert ist, desto ähnlicher sind sich die Zönosen. Die Formel lautet: $2a/(2a + b + c)$, wobei (a) die Anzahl der in beiden Proben gemeinsamen Arten ist, (b) die Anzahl der Arten, die in Probe 1 zusätzlich nachgewiesen wurden und (c) die Anzahl der Arten, die in Probe 2 zusätzlich nachgewiesen wurden. Der Sørensen-Koeffizient wurde verwendet, da er zum einen sehr leicht und nachvollziehbar anzuwenden ist und zum anderen durch Multiplikation mit dem Faktor 2 das Artvorkommen am Gewässer stärker berücksichtigt wird als das Fehlen einer Art. Im Gegensatz zur Präsenz einer Art am Gewässer kann das Fehlen auch von Faktoren wie räumlicher Isolation abhängen, die unabhängig von der Habitatqualität des Gewässers für die Art sind.

Da die Daten normalverteilt waren (Kolmogorov-Smirnov-Test), erfolgte der Vergleich von Mittelwerten mittels T-Test bzw. ANOVA (Irrtumswahrscheinlichkeit $\alpha < 5\%$).

Um die Ähnlichkeit der Libellengemeinschaften der RRB in Mainz mit denen der Städte Osnabrück (MEIER & ZUCCHI 2000) und Münster (WILLIGALLA et al. 2003) darzustellen, wurde ebenfalls der Sørensen-Koeffizient herangezogen.

Typisierung von Libellenzönosen

Für jede bodenständige Libellenart wurde die Stetigkeit für die RRB-Typen II und III errechnet. Die RRB des Typs V blieben unberücksichtigt, da mit zwei Becken der Stichprobenumfang zu gering war. Arten, die an einem Gewässertyp mit mindestens 30 % Stetigkeit vorkamen und eine mehr als doppelt so hohe Stetigkeit aufwiesen wie in dem anderen Gewässertyp, wurden in Anlehnung an PONIATOWSKI & FARTMANN (2008) als Leitarten bezeichnet. Auf die Abgrenzung von Differential- bzw. Trennarten wurde wegen der geringen Anzahl an RRB-Typen verzichtet.

Ergebnisse

Artenzahl

Insgesamt konnten an den zwölf RBB 32 Libellenarten nachgewiesen werden (Tab. 3). Für 20 Arten wurde an mindestens einem Gewässer ein Reproduktionsnachweis erbracht. Die häufigsten bodenständigen Kleinlibellen waren *Lestes viridis*, *Coenagrion puella* und *Ischnura elegans* mit Stetigkeiten von jeweils $\geq 67\%$. Bei den Großlibellen kamen *Sympetrum sanguineum* (67 %) und *S. striolatum* (58 %) in mehr als der Hälfte der Gewässer bodenständig vor. Die übrigen Arten wurden an weniger als 50 % der Gewässer bodenständig nachgewiesen. Mit 14 Arten zählen mehr als zwei Drittel der bodenständigen Arten zu den mediterranen Faunenelementen.

Die Anzahl der bodenständigen Arten schwankte pro Gewässer zwischen einer und 13 Arten. Im Mittel wurden $11,1 \pm 5,8$ Arten nachgewiesen, davon $7,0 \pm 3,7$ bodenständig. An den RRB der Kulturlandschaft (Zone K) wurden durchschnittlich $9,5 \pm 3,4$ Arten pro Ge-

wässer bodenständig nachgewiesen, an den RRB des Innenstadtbereiches (Zone U) dagegen nur $5,8 \pm 3,2$ Arten. Dieser Unterschied war allerdings statistisch nicht signifikant (T-Test, $T = 1,794$, $p = 0,103$). Zwischen den unterschiedlichen RRB-Typen bestand kein statistisch signifikanter Unterschied in der Anzahl bodenständiger Arten (Becken mit Kleingewässern [Typ II]: $6,3 \pm 2,7$ Arten, $n = 6$; Becken mit großer freier Wasserfläche [Typ III]: $7,8 \pm 5,4$ Arten, $n = 4$; Becken angrenzend an Fließgewässer [Typ V]: $7,5 \pm 4,9$ Arten, $n = 2$, ANOVA, $F = 0,164$, $p = 0,851$). Die Artenzahl nimmt linear mit der Gewässergröße zu (Abb. 2). Der Zusammenhang ist allerdings knapp nicht signifikant. An Gewässern mit einer Größe unter 1.000 m^2 wurden durchschnittlich 4,8 Arten nachgewiesen ($n = 5$), an den größeren Gewässern dagegen durchschnittlich 8,6 Arten. Dieser Unterschied ist ebenfalls knapp nicht signifikant (T-Test, $T = -1,92$, $p = 0,084$). Zwischen RRB mit geringer Vegetationsbedeckung (Anteil freier Wasserfläche $\geq 80 \%$, $6,0 \pm 3,8$ Arten, $n = 5$) und RRB mit hoher Vegetationsbedeckung (Anteil freier Wasserfläche $\leq 30 \%$, $8,3 \pm 3,8$ Arten, $n = 6$) gab es ebenfalls keinen statistisch signifikanten Unterschied in der mittleren Artenzahl (T-Test, $T = 1,016$, $p = 0,873$).

Individuendichten

Zwischen der Abundanz der Kleinlibellen und der Bebauung im Umkreis von 200 m um das Gewässer besteht ein negativer linearer Zusammenhang (Abb. 3). Dieser Zusammenhang ist allerdings statistisch knapp nicht signifikant. Für Großlibellen ließ sich dagegen kein linearer Zusammenhang zwischen Abundanz und Versiegelungsgrad nachweisen.

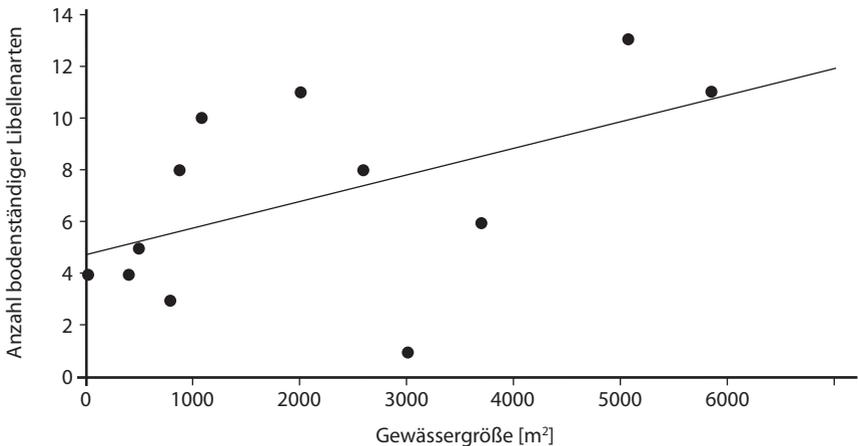


Abbildung 2: Zusammenhang zwischen Gewässergröße [m²] und Anzahl der bodenständigen Libellenarten in den Jahren 2006–2008 an zwölf Regenrückhaltebecken der Stadt Mainz. $Y = 0,001x + 4,7901$; $R^2 = 0,275$; $p = 0,08$. — Figure 2: Relationship between pond size [m²] and number of indigenous Odonata species from 2006 to 2008 at twelve rain-storage ponds in the city of Mainz, Rhineland-Palatinate, Germany. $Y = 0.001x + 4.7901$; $R^2 = 0.275$; $p = 0.08$.

Tabelle 3. An zwölf Regenrückhaltebecken in der Stadt Mainz zwischen 2006 und 2008 nachgewiesene Libellenarten. — Table 3. Odonata species recorded at twelve rain-storage ponds in the city of Mainz, Rhineland-Palatinate, Germany, between 2006 and 2008. Stetigkeit, constancy: G Gesamt, altogether; Bod = nur (potenziell) bodenständige Arten, only (potentially) indigenous species; ■ bodenständig, indigenous; ▒ potenziell bodenständig, potentially indigenous; ○ Gast, visitor; Lage Stadtnaturzone, city zone: K Kulturlandschaft, cultural area; U Urbane Landschaft, urban area; Beckentyp, type of pond: II Becken mit vegetationsreichen Kleingewässern <3.000 m² Oberfläche, small pond <3.000 m² with aquatic vegetation; III Becken mit großer freier Wasserfläche >3.000 m², pond with open water surface >3.000 m²; V Becken von Fließgewässer durchflossen, pond with streaming water.

ART	Nr. REGENRÜCKHALTEBECKEN												STETIGKEIT	
	3	7	12	2	6	8	10	4	5	9	11	1	G	Bod
<i>Coenagrion puella</i>	■			■	■		■	■	■	·	■	·	92	92
<i>Lestes viridis</i>				■	■		■	■	·	·	·	·	75	75
<i>Sympetrum sanguineum</i>	■			■	■		■	■	■	○	○	·	92	67
<i>Ischnura elegans</i>	■	·	·	■	○	■	■	■	·	■	■	■	75	67
<i>Sympetrum striolatum</i>	■	·	·	■	■	■	■	■	·	·	■	·	58	58
<i>Anax imperator</i>	·	·	○	■	○	■	■	■	·	·	■	·	58	42
<i>Aeshna cyanea</i>	■	○	·	○	■	○	■	·	·	·	■	·	67	33
<i>Orthetrum cancellatum</i>	■	·	·	·	·	■	■	■	■	■	·	·	33	33
<i>Aeshna mixta</i>	■	·	·	○	○	○	■	■	·	·	·	·	50	25
<i>Pyrrhosoma nymphula</i>	○	·	·	■	·	·	○	·	○	·	■	■	50	25
<i>Libellula depressa</i>	○	○	·	·	·	·	○	■	·	■	■	·	50	25
<i>Enallagma cyathigerum</i>	·	·	·	·	·	·	■	■	■	■	○	○	42	25
<i>Sympetma fusca</i>	■	·	·	■	·	·	■	·	·	○	·	·	33	25
<i>Libellula quadrimaculata</i>	■	·	·	○	·	■	■	·	·	·	·	·	33	25
<i>Calopteryx splendens</i>	·	·	·	○	○	·	○	·	·	·	■	·	42	17
<i>Aeshna affinis</i>	■	■	·	○	·	·	·	·	·	·	·	·	25	17
<i>Erythromma viridulum</i>	·	·	·	○	·	·	■	·	·	■	·	·	25	17
<i>Calopteryx virgo</i>	○	·	·	·	·	·	·	·	·	·	■	·	17	8
<i>Gomphus pulchellus</i>	·	·	·	·	·	·	·	·	·	■	·	·	8	8
<i>Orthetrum brunneum</i>	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	■	·	8	8
<i>Coenagrion pulchellum</i>	·	·	·	·	○	·	○	○	·	○	·	·	33	0
<i>Platynemis pennipes</i>	○	·	·	·	·	·	·	○	·	○	○	·	33	0
<i>Crocothemis erythraea</i>	·	·	·	·	·	·	○	○	·	○	·	·	25	0
<i>Cordulia aenea</i>	·	·	·	·	·	·	○	·	○	·	·	·	17	0
<i>Sympetrum vulgatum</i>	·	·	·	·	·	·	○	○	·	·	·	·	17	0
<i>Aeshna grandis</i>	·	·	·	·	·	·	○	·	·	·	·	·	8	0
<i>Ischnura pumilio</i>	·	·	·	○	·	·	·	·	·	·	·	·	8	0
<i>Lestes sponsa</i>	○	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	8	0
<i>Libellula fulva</i>	·	·	·	○	·	·	·	·	·	·	·	·	8	0
<i>Sympetrum flaveolum</i>	·	·	·	○	·	·	·	·	·	·	·	·	8	0
<i>Sympetrum fonscolombii</i>	·	·	·	·	·	·	·	○	·	·	·	·	8	0
<i>Sympetrum meridionale</i>	·	·	·	○	·	·	·	·	·	·	·	·	8	0
Lage Stadtnaturzone	K	K	U	U	U	U	K	U	U	U	K	U		
Beckentyp	II	II	II	II	II	II	III	III	III	III	V	V		
Gesamtartenzahl	15	6	4	18	10	10	21	15	3	11	14	5		
(potenziell) bodenständig	10	4	3	8	5	8	13	11	1	6	11	4		

Ein negativer und zudem statistisch signifikanter Zusammenhang besteht zwischen dem Anteil der freien Wasseroberfläche und den Individuendichten von Klein- und Großlibellen (Abb. 4). Für die übrigen Parameter konnte kein statistisch signifikanter Einfluss auf die Artenvielfalt oder die Libellendichten festgestellt werden ($p > 0,1$).

Libellenzönosen

Die Libellenzönose an RRB 9 unterschied sich in ihrer Zusammensetzung (Sörensen-Koeffizient) deutlich von jenen der anderen RRB (Tab. 4). Die Differenzen zwischen den anderen RRB sind unterschiedlich stark. Große Ähnlichkeiten ergeben sich zwischen den RRB 2 und 8, 4 und 8, 3 und 10, 4 und 10 sowie 6 und 12 und besonders 7 und 12.

Die Ähnlichkeit der Libellenzönosen der RRB ist statistisch signifikant mit der Nähe der Gewässer zueinander korreliert. Ausnahmen bilden die RRB 3, 4 und 10 (Tab. 5). Bei diesen drei RRB besteht kein Zusammenhang zwischen der Ähnlichkeit der Libellenzönose und der Entfernung der Gewässer untereinander. An diesen drei Gewässern wiesen *Sympecma fusca*, *Enallagma cyathigerum*, *Aeshna cyanea*, *A. mixta*, *Anax imperator*, *Libellula quadrimaculata*, *Orthetrum cancellatum* und *S. striolatum* besonders hohe Stetigkeiten im Vergleich zu den übrigen Gewässern auf.

Vergleicht man die Besiedlung der beiden RRB-Typen II und III, wird eine Präferenz von *Aeshna affinis* für die Becken mit Kleingewässern deutlich (RRB-Typ II, Tab. 6). *Enallagma cyathigerum*, *Erythromma viridulum*, *A. mixta*, *Libellula depressa* und *O. cancellatum* präferierten dagegen die großen RRB vom Typ III.

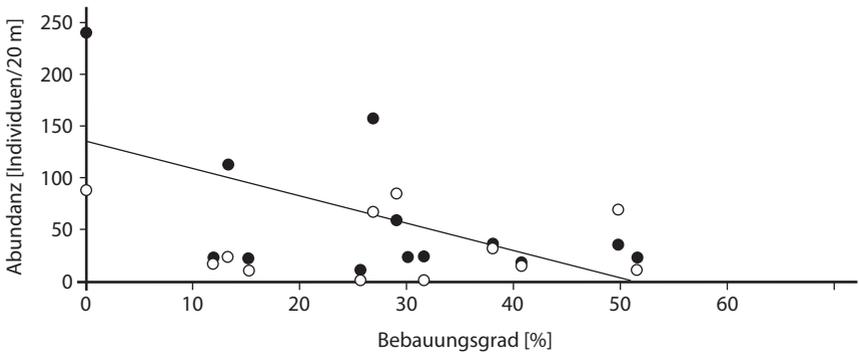


Abbildung 3: Zusammenhang zwischen Bebauungsgrad und Abundanz der bodenständigen Kleinlibellen- (schwarze Kreise, durchgezogene Linie) und Großlibellenarten (weiße Kreise) in den Jahren 2006-2008 an zwölf Regenrückhaltebecken der Stadt Mainz. Kleinlibellen: $Y = -2,5958x + 134,33$; $R^2 = 0,327$; $p = 0,052$. Großlibellen: $Y = -0,3129x + 42,22$; $R^2 = 0,0227$; $p = 0,41$. — Figure 3: Relationship between degree of building density and abundance of indigenous damselflies (black circles, continuous line) and dragonflies (white circles) from 2006 to 2008 at twelve rain-storage ponds in the city of Mainz, Rhineland-Palatinate, Germany. Damselflies: $y = -2.5958x + 134.33$; $R^2 = 0.327$; $p = 0.052$. Dragonflies: $Y = -0.3129x + 42.22$; $R^2 = 0.0227$; $p = 0.41$.

Tabelle 4. Sørensen-Koeffizient für die Libellenzönosen von zwölf untersuchten Regenrückhaltebecken in der Stadt Mainz zwischen 2006 und 2008. — Table 4. Sørensen similarity index of Odonata communities at twelve rain-storage ponds in the city of Mainz, Rhineland-Palatinate, Germany, between 2006 and 2008. Weiß unterlegt, white: Sørensen-Koeffizient <0,2, geringe Ähnlichkeit der Zönosen, Sørensen index <0.2, low similarity of communities; fett gedruckt, bold: Sørensen-Koeffizient >0,7, große Ähnlichkeit der Zönosen, Sørensen index >0.7, high similarity of communities.

RRB	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
1		0,500	0,286	0,286	0,400	0,222	0,250	0,333	0,200	0,235	0,571	0,286
2			0,667	0,667	0,222	0,615	0,500	0,750	0,143	0,667	0,632	0,545
3				0,600	0,182	0,625	0,571	0,667	0,125	0,783	0,476	0,461
4					0,182	0,533	0,429	0,778	0,500	0,783	0,571	0,461
5						0,333	0,400	0,222	0,000	0,143	0,167	0,500
6							0,667	0,615	0,000	0,556	0,500	0,750
7								0,500	0,000	0,353	0,267	0,857
8									0,286	0,762	0,526	0,545
9										0,421	0,235	0,000
10											0,500	0,375
11												0,286
12												

Tabelle 5. Pearson-Korrelation (r) zwischen Sørensen-Koeffizient und der Entfernung zu den anderen Regenrückhaltebecken bei zwölf untersuchten Regenrückhaltebecken in der Stadt Mainz zwischen 2006 und 2008. — Table 5. Pearson correlation (r) between Sørensen similarity index and the distance to other ponds of twelve rain-storage ponds in the city of Mainz, Rhineland-Palatinate, Germany, between 2006 and 2008. RRB Regenrückhaltebecken, rain-storage ponds; SD Standardabweichung, standard deviation. Signifikanzniveau, significance: ** p <0,01; * p <0,05; n.s. nicht signifikant, no significance.

RRB	ENTFERNUNG [m]				r
	Mittelwert	SD	Min	Max	
1	4.758	± 2.543	3.174	10.721	-0,663*
2	5.554	± 2.736	3.293	10.629	-0,777**
3	3.414	± 2.230	1.276	8.207	-0,469 ^{n.s.}
4	4.061	± 23.201	1.861	8.316	-0,488 ^{n.s.}
5	4.051	± 2.396	1.276	8.404	-0,646*
6	2.888	± 2.173	621	6.477	-0,653*
7	3.067	± 2.188	621	6.887	-0,582*
8	2.640	± 1.779	775	5.695	-0,692*
9	6.758	± 2.979	3.573	10.721	-0,723**
10	2.805	± 1.887	1.267	6.467	-0,389 ^{n.s.}
11	4.286	± 2.018	1.913	8.223	-0,674*
12	3.215	± 1.862	1.556	7.585	-0,639*

Tabelle 6. Stetigkeit der Libellenarten an zwei verschiedenen Typen von Regenrückhaltebecken in der Stadt Mainz zwischen 2006 und 2008. — Table 6. Constancy of Odonata species at two different rain-storage pond types in the city of Mainz, Rhineland-Palatinate, Germany, 2006-2008.

ART	II	BECKENTYP	III
Leitarten			
<i>Aeshna affinis</i>	33		0
<i>Orthetrum cancellatum</i>	17		75
<i>Enallagma cyathigerum</i>	0		75
<i>Aeshna mixta</i>	17		50
<i>Erythromma viridulum</i>	0		50
<i>Libellula depressa</i>	0		50
Begleitarten			
<i>Coenagrion puella</i>	100		75
<i>Lestes viridis</i>	100		50
<i>Symeptrum sanguineum</i>	100		50
<i>Sympetrum striolatum</i>	67		50
<i>Ischnura elegans</i>	50		75
<i>Anax imperator</i>	33		50
<i>Aeshna cyanea</i>	33		25
<i>Sympecma fusca</i>	33		25
<i>Libellula quadrimaculata</i>	33		25
<i>Pyrrhosoma nymphula</i>	17		0
<i>Gomphus pulchellus</i>	0		25
	n	6	4

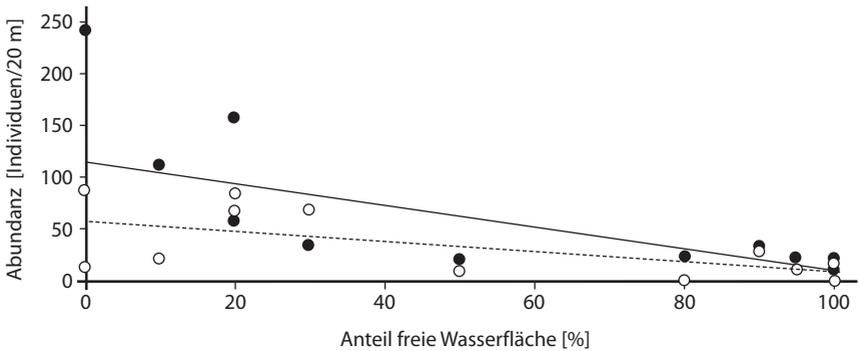


Abbildung 4: Zusammenhang zwischen Anteil der freien Wasserfläche und Abundanz der bodenständigen Kleinlibellen- (schwarze Kreise, durchgezogene Linie) und Großlibellenarten (weiße Kreise, gestrichelte Linie) in den Jahren 2006-2008 an zwölf Regenrückhaltebecken der Stadt Mainz. Kleinlibellen: $y = -1,0648x + 114,8$; $R^2 = 0,367$; $p = 0,037$. Großlibellen: $y = -0,4904x + 58,314$; $R^2 = 0,372$; $p = 0,035$. — Figure 4: Relationship between open water surface and abundance of indigenous damselflies (black circle, continuous line) and dragonflies (white circle, dashed line) from 2006 to 2008 at twelve rain-storage ponds in the city of Mainz, Rhineland-Palatinate, Germany. Damselflies: $y = -1.0648x + 114.8$; $R^2 = 0.367$; $p = 0.037$. Dragonflies: $y = -0.4904x + 58.314$; $R^2 = 0.372$; $p = 0.035$.

Tabelle 7. Sørensen-Koeffizient und Artenzahlen der Libellenfauna der Regenrückhaltebecken der Städte Mainz, Münster und Osnabrück. — Table 7. Sørensen similarity index and number of Odonata species in the rain-storage ponds of the cities of Mainz, Münster and Osnabrück, Germany. Quellen, source: Mainz, diese Arbeit, this study; Münster, WILLIGALLA et al. (2003); Osnabrück, MEIER & ZUCCHI (2000).

	MAINZ	MÜNSTER	OSNABRÜCK
Sørensen-Koeffizient (Gemeinsame Arten)			
Mainz		0,68 (13)	0,68 (13)
Münster	0,68 (13)		0,78 (16)
Osnabrück	0,68 (13)	0,78 (16)	
Artenzahl			
∅	7,0	5,4	9,4
bodenständig	20	22	19
gesamt	32	27	22
n Gewässer	12	38	5

Die bodenständige Libellenfauna der Regenrückhaltebecken der Städte Mainz, Münster und Osnabrück weist eine hohe Faunenähnlichkeit auf (Sørensen-Koeffizient = 0,68–0,78, Tab. 7). Insgesamt konnten 30 Libellenarten bodenständig nachgewiesen werden. Im Mittel wurden $20,3 \pm 1,5$ Libellenarten bodenständig ermittelt. Die höchste Ähnlichkeit besteht zwischen den Städten Münster und Osnabrück mit 16 gemeinsamen Arten. Zehn Arten, *L. viridis*, *C. puella*, *E. cyathigerum*, *E. viridulum*, *I. elegans*, *P. nymphula*, *A. mixta*, *A. imperator*, *O. cancellatum* und *S. sanguineum* wurden in allen drei Städten festgestellt.

Diskussion

Artenzahl

Mit 32 Arten konnten an den Regenrückhaltebecken rund 84 % der 38 im Stadtgebiet von Mainz bekannten Arten (WILLIGALLA 2007, CW unpubl.) nachgewiesen werden. Dabei ist zu bemerken, dass es sich bei den nicht festgestellten Arten überwiegend um Fließgewässerarten (*Gomphus vulgatissimus*, *G. flavipes*, *Onychogomphus forcipatus* und *Ophiogomphus cecilia*) handelt. Nur 20 (63 %) der nachgewiesenen Arten traten allerdings auch bodenständig an den RRB auf. MEIER & ZUCCHI (2000) konnten an fünf RRB der Stadt Osnabrück ebenfalls über 80 % des Osnabrücker Libellenarteninventars feststellen (22 von 27 Arten), der Anteil der bodenständigen Arten lag bei 86 %. WILLIGALLA et al. (2003) ermittelten für das Stadtgebiet von Münster insgesamt 27 Arten (Anteil von 61 % am Münsteraner Artenspektrum), von denen 22 bodenständig an den RRB (81 %) waren.

Neben RRB finden sich im Siedlungsbereich von Städten vor allem Gartenteiche, Parkweiher, Wassergräben sowie verbaute und unverbaute Fließgewässer als geeignete Fortpflanzungshabitate für Libellen. DIDION & HANDKE (1989) ermittelten für Parkweiher der

Stadt Saarbrücken eine durchschnittliche Artenzahl von 7,5 Arten und für intensiv genutzte Weiher von 5,0. SCHLUMPRECHT & STUBERT (1989) wiesen in der Stadt Bayreuth im Mittel 3,7 Arten an Zierteichen sowie 9,9 Arten an Naturschutzteichen nach. An Gartenteichen anderer Städte liegt die durchschnittliche Artenzahl zumeist unter fünf Arten (OTT 1993; ARTMEYER et al. 2000; SCHLÜPMANN 2001). Die für die RRB in Mainz ermittelten Zahlen zwischen sechs und neun Arten sind mit den Ergebnissen für die Parkweiher vergleichbar und höher als jene der Gartenteiche.

In unserer Studie hat die Gewässergröße einen positiven, wenngleich vermutlich durch den geringen Stichprobenumfang bedingt, nicht signifikanten Einfluss auf die Libellenartenvielfalt der RRB. In der Literatur gibt es unterschiedliche Angaben zur Auswirkung der Gewässergröße auf die Libellendiversität. Während DIDION & HANDKE (1989), SCHLUMPRECHT & STUBERT (1989) sowie LENZ (1991) keinen signifikanten Zusammenhang ermitteln konnten, wiesen BRÄU (1990) und OERTLI et al. (2002) einen solchen nach. OERTLI et al. (2002) betrachteten allerdings nur die Gesamtartenzahl, unabhängig vom Reproduktionserfolg, am Gewässer. BRÄU (1990) konnte an Gewässern im niederbayerischen Donautal zeigen, dass die Gewässergröße bei kleineren Gewässern einen hohen Einfluss auf die Artenvielfalt hat. Bis zu einer Gewässergröße von ca. 10.000 m² nahm die Libellenartenzahl zu ($r = 0,56$, $p < 0,01$), bei größeren Gewässern ließ sich kein statistisch signifikanter Zusammenhang feststellen. Bis 1.700 m² stieg die Artenzahl-Gewässergröße-Kurve relativ steil bis auf elf Arten an, danach nahm die Steigung deutlich ab. In unserer Untersuchung zeigt sich ein ähnliches Bild, allerdings mit geringeren Artenzahlen: Die Becken mit einer Größe unter 1.000 m² wurden von durchschnittlich 4,8 Arten besiedelt, die Gewässer über 1.000 m² dagegen von 8,6 Arten. Um Lebensraum für möglichst viele Libellenarten zu bieten, sollte ein RRB eine Größe von 1.000 bis 7.000 m² haben.

Wir vermuten, dass der Einfluss der Gewässergröße auf die Libellendiversität auch vom Gewässertyp abhängt. Bei größeren Weihern und Seen ist der Einfluss weniger stark als bei Tümpeln und Kleingewässern. Viele weitere Faktoren, die von der Gewässergröße abhängen, spielen eine bedeutende Rolle. Die Beschattung und die Wahrscheinlichkeit des Austrocknens sowie des winterlichen Durchfrierens nehmen mit zunehmender Gewässergröße ab (SCHIEFENHÖVEL & RÖDEL 2008), die Strukturvielfalt und damit die Anzahl an potenziellen Nischen nimmt dagegen zu. Der Prädationsdruck insbesondere durch Fische ist in größeren Gewässern ebenfalls oftmals ausgeprägter.

OSTERGAARD et al. (2008) konnten an Regenrückhaltebecken im Staat Washington (USA) bei Amphibien nachweisen, dass in Becken mit einem Bebauungsgrad unter 25 % im Umkreis von 1.000 m um das Gewässer im Vergleich zu Gewässern mit einem stärker bebauten Umland die durchschnittliche Artenzahl signifikant höher war. Ähnliche Effekte sind bei Libellen zu erwarten, da hier adulte Tiere auf geeignete Jagd- und Ruhehabitate auch abseits der Gewässer angewiesen sind. HANDKE et al. (1986) konnten für die Stadt Saarbrücken die höchsten Artenzahlen in den Siedlungsrandbereichen feststellen. SCHLÜPMANN (2001) kommt für die Stadt Hagen zu vergleichbaren Ergebnissen. Auch in unserer Studie war die mittlere Artenzahl am Siedlungsrand in der Stadtzone K im Vergleich zur urbanen Stadtzone U höher. Vermutlich aufgrund des geringen Stichprobenumfangs war dieser Unterschied aber nicht statistisch signifikant.

Artenvielfalt nimmt prinzipiell mit dem Strukturreichtum eines Lebensraumes zu (z.B. TISCHLER 1984). Der Zusammenhang zwischen Strukturreichtum und Artenzahl ist für die Libellenfauna insbesondere bei Stillgewässern bereits hinreichend nachgewiesen (z.B. LENZ 1991; SCHLÜPMANN 1991; GOERTZEN 2008). Aufgrund der bimodalen Verteilung der Vegetationsdeckung konnten die RRB in Mainz in zwei Gruppen – Vegetationsdeckung $\leq 30\%$ oder Vegetationsdeckung $\geq 80\%$ – eingeteilt werden. Die durchschnittlichen Artenzahlen waren in beiden Klassen annähernd gleich. Dies ist wahrscheinlich damit zu erklären, dass, sofern Vegetation vorhanden war, diese artenarm und somit monostrukturiert war. Es waren zwei Strukturtypen vorhanden, nämlich senkrechte Strukturen, gebildet von Breitblättrigem Rohrkolben *Typha latifolia* oder Schwimmblattzone, gebildet von der Krebsschere *Stratiotes aloides*. Wir nehmen an, dass aufgrund dieser Strukturarmut an den Gewässern andere Faktoren wie etwa die räumliche Lage einen stärkeren Einfluss auf die Besiedlung der RRB innerhalb des Stadtgebietes haben.

In dieser Arbeit wurden keine chemischen Parameter erhoben, da sie für Libellen selten limitierend sind (SCHLÜPMANN 1995) und angenommen wurde, dass die Gründe für Unterschiede in der Besiedlung von anderen Parametern abhängen. Es ist allerdings zu vermuten, dass die RRB im Siedlungsbereich oder in Straßennähe stärker mit Schwermetallen oder Salzen belastet sind als Gewässer in naturnahen Räumen. So konnten KAROUNA-RENIER & SPARLING (2001) zeigen, dass Libellenlarven in RRB, welche an Parkplätze von Einkaufszentren angrenzten, erhöhte Kupfer- und Zink-Werte aufwiesen, die aber unterhalb der toxischen Werte für Fische lagen. SCHER & THIÉRY (2005) untersuchten RRB mit natürlichem sowie künstlichem Untergrund (Polyethylen-Membran mit hoher Dichte) entlang von Autobahnen in Südfrankreich. Sie stellten zwischen zehn und 21 Libellenarten pro Gewässer fest und wiesen erhöhte Zink-Werte im Sediment der Gewässer mit dem künstlichen Untergrund nach.

OTT (2007) maß an RRB im Pfälzer Wald in Straßennähe Leitfähigkeitswerte bis zu $9.109 \mu\text{S}/\text{cm}$ und interpretierte diese hohen Werte als Folge der gelösten Streusalze in diesen RRB. Ein Einfluss der erhöhten Werte auf die Libellendiversität konnte in keiner der Studien nachgewiesen werden.

Die Becken 7 und 12 lagen innerhalb von Straßenauffahrten. Von der Struktur her unterschieden sich die Gewässer stark voneinander (RRB 7: Vegetationsdeckung 100 %, Gewässergroße 800 m^2 , RRB 12: Vegetationsdeckung 50 %, Gewässergroße 400 m^2). Es ist anzunehmen, dass diese Gewässer ebenfalls besonders durch Emissionen aus dem Straßenverkehr beeinflusst werden. Es fällt auf, dass diese beiden Becken einerseits eine unterdurchschnittliche Artenzahl aufwiesen, andererseits aber den größten Ähnlichkeits-Koeffizienten haben. So konnten an beiden Gewässern *L. viridis*, *C. puella* und *S. sanguineum* festgestellt werden. Vermutlich kommen diese Arten am besten mit der starken räumlichen Isolation sowie hohen Emissionen aus dem Straßenverkehr zurecht. Diese Faktoren scheinen bei beiden Gewässern die besiedlungsbestimmenden gewesen zu sein.

Nachbarschaftseffekte

Die Lage des RRB hatte in dieser Untersuchung in den meisten Fällen einen entscheidenden Einfluss auf die Ähnlichkeit der Libellenzönose. RRB 9 liegt isoliert zu den anderen Becken

im Osten der Stadt. Es wies eine deutlich abweichende Zönose auf, welche von Arten des angrenzenden Laubenheimer Riedes wie z.B. *Gomphus pulchellus* gekennzeichnet war.

An den Becken 3, 4 und 10 hat sich unabhängig voneinander eine artenreiche Libellenzönose entwickelt. Wir nehmen an, dass hierfür alleine die strukturelle Ausprägung der Gewässer ausschlaggebend war, da die Gewässer weit von einander entfernt lagen. RRB 1 und 11 sind aufgrund der Fließgewässercharakteristik gesondert zu betrachten. An den übrigen sieben Becken war dagegen nur wenig Vegetation vorhanden. Die Strukturarmut verhin-derte die Ausbildung einer eigenen Libellenzönose, vielmehr setzte sich die Zönose aus Arten der umliegenden RRB zusammen. Für wesentlich weniger mobile Arten als Libellen, wie die Schlamm-schnecken *Lymnaea peregra* und *L. truncatula*, die Wasserassel *Asellus aquaticus* und den Bachflohkrebs *Gammarus pulex*, wiesen SANDERSON et al. (2005) Nachbarschafts-effekte vorwiegend in einem Radius von <200 m um ein Gewässer nach.

Individuendichten

Die Abundanz der Libellen, insbesondere der Kleinlibellen, ging mit dem Grad der Bebauung zurück. Ab einem Bebauungsgrad von 40 % und mehr im Umkreis von 200 m um das Gewässer wurden nur noch geringe Dichten erreicht (Kleinlibellen: 25 Individuen/20 m, Großlibellen: 30 Individuen/20 m). Mit zunehmender Bebauung dürften das Angebot an Jagdhabitaten und somit auch das Angebot an Nahrung für die Imagines deutlich reduziert sein. Zur Deckung des Nahrungsbedarfs müssen größere Strecken zurückgelegt werden, was nur teilweise möglich ist, einen höheren Energieverbrauch und eine verringerte Fitness zur Folge hat. Zudem besteht gerade bei den Kleinlibellen als bodennahen Fliegern besonders im innerstädtischen Bereich die große Gefahr des Unfalltodes durch den Straßenverkehr.

Die Gewässer mit einem geringen Anteil an freier Wasserfläche wiesen die höchsten Individuendichten auf. Dies ist vermutlich mit dem erhöhten Nahrungsangebot an vegetati-onreichen Gewässern zu erklären.

Arteninventar und Libellenzönosen

In den RRB der drei Städte wurden insgesamt 30 Libellenarten bodenständig festgestellt. Zusätzlich können sich in RRB nach eigener Einschätzung vermutlich Arten wie *Cordulia aenea*, *Crocothemis erythraea* oder in Einzelfällen auch *Lestes barbarus* und *L. dryas* erfolgreich reproduzieren. Es ist also von einem Artenpool von etwa 35 Arten auszugehen, die RRB erfolgreich besiedeln können. Dies sind rund 44 % aller 81 bisher in Deutschland nachgewiesenen Libellenarten. Der große Unterschied in der durchschnittlichen Artenzahl der einzelnen Städte ist durch die Heterogenität der RRB-Typen zu erklären: Bei den fünf Os-nabrücker Gewässern handelte es sich ausschließlich um „Artenschutzgewässer“, in Müns-ter wurden auch eine Reihe neu angelegter Gewässer betrachtet. Die hohe Artenzahl in Mainz ist sicherlich auf die klimagünstige Lage zurückzuführen

Die an den RRB 3, 4 und 10 nachgewiesene Zönose ist recht typisch für RRB, die eine freie Wasserfläche, eine Röhrichtzone sowie eine mehr oder weniger ausgeprägte Verlandungs-zone aufweisen. Charakteristisch für die Röhrichtzone sind *S. fusca* und *A. mixta*. Das Vor-kommen von *S. fusca* ist durch die Klimagunst des Naturraums begründet, in Nordwest-deutschland ist die Art deutlich seltener (MEIER & ZUCCHI 2000; WILLIGALLA et al. 2003).

Orthetrum cancellatum, das große, freie Wasserflächen präferiert, wird bereits bei STERNBERG & BUCHWALD (2000) als Charakterart der RRB bezeichnet und wurde in dieser Untersuchung zusammen mit *E. cyathigerum*, *E. viridulum*, *A. mixta* und *L. depressa* als Leitart der großen RRB herausgestellt.

Die Libellenzönose der RRB setzt sich vornehmlich aus Arten der eutrophen Weiher und Seen zusammen. Tümpelarten wie *A. affinis* sind regional zu finden, Moorarten fehlen gänzlich. Da die Gewässer je nach finanzieller Lage der Stadt regelmäßig gepflegt werden, können sie kurzfristig von Pionierarten kolonisiert werden, wie in Münster z.B. von *Ischnura pumilio* (WILLIGALLA et al. 2003).

In vielen Städten fehlen größere Stillgewässer weitgehend. Somit leisten RRB hier einen wichtigen Beitrag zum Erhalt von Arten der Weiher und Seen. Weiterhin besteht die Chance, durch Renaturierung bestehender, naturferner RRB innerhalb von Fließgewässern wieder bedeutsame Biotope für die Libellenfauna zu schaffen, wie die Besiedlung des RRB 11 zeigt. Allerdings wirken sich einige Faktoren negativ auf die Libellenfauna aus, so dass städtische RRB keinesfalls einen gleichwertigen Ersatz für naturnahe Weiher in der offenen Landschaft darstellen.

Faunenelemente und Klima

Innerhalb einer Stadt ist bedingt durch Bebauung, Versiegelung, Verkehr und Industrie ein vom Umland abweichendes Stadtklima anzutreffen. Es zeichnet sich durch ganzjährig höhere Temperaturen infolge nächtlicher Wärmespeicherung durch Baukörper im Sommer und Abwärmeproduktion im Winter aus. Charakteristisch sind eine Erhöhung der durchschnittlichen Temperatur um ca. 2°C, eine Verlängerung der Vegetationsperiode um bis zu zehn Tage, eine Verkürzung der Frostdauer um bis zu 30 %, eine leeseitige Erhöhung des Niederschlags, eine Verringerung der Globalstrahlung um bis zu 10 % sowie ein Rückgang der Sonnenscheindauer um bis zu 10 % (LESER 2008).

Das spezifische Stadtklima dürfte auch Auswirkungen auf die Libellenfauna haben. Betrachtet man die Zusammensetzung der Libellenfauna hinsichtlich ihrer zoogeographischen Herkunft, überwiegen an den RRB in Mainz deutlich die mediterranen Arten mit einem Anteil von 70 %. Der Anteil mediterraner Arten an der Gesamt-Libellenfauna von Mainz beträgt dagegen nur 58 % (CW unpubl.). Dies ist damit erklärbar, dass an den Fließgewässern der Stadt Mainz die eurasiatischen Arten überwiegen. Betrachtet man die Zusammensetzung der Libellenfauna der RRB der Stadt Münster, so ist der Anteil mediterraner Arten deutlich geringer (2001: 48 %, n = 34 Gewässer, CW unpubl.; 2008: 61 %, n = 10 Gewässer, S. Sherwin pers. Mitt.). Hier ist es erst seit den 1990er-Jahren infolge der Klimaerwärmung zu einer Zunahme der mediterranen Arten an den RRB gekommen, die aufgrund des warmen Stadtklimas dort prinzipiell begünstigt sind. Das Großklima, das in Mainz als subkontinental und in Münster als subatlantisch einzustufen ist, hat jedoch auf die Zusammensetzung der Libellenzönose in der Stadt offensichtlich einen größeren Einfluss als das Stadtklima.

Danksagung

Bedanken möchten wir uns bei Christiane Hopf, Umweltamt der Stadt Mainz, und Ludwig Schirmer, Bauamt der Stadt Mainz, für die Bereitstellung von Auszügen aus der Stadtgrundkarte, bei Manfred Nüsing, Wirtschaftsbetrieb Mainz, für Auskünfte zu den Regenrückhaltebecken sowie bei Christian Neumann für die Unterstützung bei der Geländearbeit. Für die konstruktive Kritik am Manuskript bedanken wir uns bei Diana Goertzen, Mathias Lohr sowie Florian Weihrauch.

Literatur und weitere Quellen

- AG STADTBOTOPKARTIERUNG MAINZ (1996) Stadtnaturzonen und Bewertungsräume. Band 3 des Endberichtes. Gutachten im Auftrag der Stadt Mainz, Amt für Grünanlagen und Naherholung
- ARTMEYER C., A. FRONEK, C. GÖCKING, M. HÄUSLER, N. MENKE, C. WILLIGALLA & S. WINTERS (2000) Die Libellenfauna der Stadt Münster. *Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde, Münster*, 62 (4): 1-73
- BRAU E. (1990) Libellenvorkommen an Stillgewässern: Abhängigkeit der Artenzahl von Größe und Struktur. *Berichte der ANL [Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege]* 14: 129-140
- BRAU M., M. SCHWIBINGER & F. WEIHRACH (2001) Die Libellenfauna der Stadt München (Odonata). *Nachrichtenblatt der Bayerischen Entomologen* 50: 128-137
- BREUER M., C., RITZAU, J. RUDDEK & W. VOGT (1991) Die Libellenfauna des Landes Bremen (Insecta: Odonata). *Abhandlungen Naturwissenschaftlicher Verein zu Bremen* 41: 479-542
- DIDION A. & K. HANDKE (1989) Zum Einfluß der Nutzung und Größe von Weihern und Teichen im Saarbrücker Raum auf die Artenvielfalt der Libellen. *Natur und Landschaft* 64: 14-17
- DIENSTLEISTUNGSZENTREN LÄNDLICHER RAUM RHEINLAND-PFALZ (2009) Agrarmeteorologie Rheinland-Pfalz. Online im Internet (29.10.2009), URL: <<http://www.wetter-rlp.de>>
- GOERTZEN D. (2008) Industriebrachen im Ruhrgebiet – Lebensraum für Libellen? (Odonata). *Libellula* 27: 163-184
- HANDKE K., P. KALMUND & A. DIDION (1986) Die Libellen des Saarbrücker Raumes. *Libellula* 5: 95-112
- HEYWOOD V.H. (1995, Ed.) Global biodiversity assessment. Cambridge University Press for UNEP [United Nations Environment Programme], Cambridge
- KANDLER O. & R. AMBOS (1991) Einführung in den Naturraum. In: LICHT W. & S. KLOS (Ed.) Das Ökosystem „Lennebergwald“ bei Mainz. Ergebnisse eines interdisziplinären Forschungsprojektes 1987–1990. *Pollichia-Buch* 23: 8-10
- KAROUNA-RENIER N.K. & D.W. SPARLING (2001) Relationships between ambient geochemistry, watershed land-use and trace metal concentrations in aquatic invertebrates living in stormwater treatment ponds. *Environmental Pollution* 112: 183-192
- LENZ N. (1991) The importance of abiotic and biotic factors for the structure of odonate communities of ponds (Insecta: Odonata). *Faunistisch-Ökologische Mitteilungen* 6: 175-189
- LESER H. (2008) Stadtökologie in Stichworten. Gebrüder Bornträger, Stuttgart
- LEYER I. & K. WESCHE (2007) Multivariate Statistik in der Ökologie. Springer, Berlin

- LWA [Landesamt für Wasser und Abfall Nordrhein-Westfalen] (1992) Biotopgestaltung an Talssperren, Hochwasserrückhaltebecken und Flußstauen. LWA-Merkblätter Nr. 9. LWA, Düsseldorf
- MCKINNEY M.L. (2002) Urbanization, biodiversity, and conservation. *BioScience* 52: 883-890
- MEIER C. & H. ZUCCHI (2000) Zur Bedeutung von Regenwasserrückhaltebecken für Libellen (Odonata) – ein Beitrag zum urbanen Artenschutz. *Osnabrücker Naturwissenschaftliche Mitteilungen* 26: 153-166
- OERTLI B., D.A. JOYE, E. CASTELLA, R. JUGE, D. CAMBIN & J.-B. LACHAVANNE (2002) Does size matter? The relationship between pond area and biodiversity. *Biological Conservation* 104: 59-70
- OLDEN J.D., N.L. POFF & M.L. MCKINNEY (2006) Forecasting faunal and floral homogenization associated with human population geography in North America. *Biological Conservation* 127: 261-271
- OLY M. (1996) Beitrag zur Odonatenfauna im Stadtbereich Bochum. *Libellula* 15: 11-26
- OSTERGAARD E., K. RICHTER & S. WEST (2008) Amphibian use of stormwater ponds in the Pudget Lowlands of Washington, USA. In: MITCHELL J.C, R.E JUNG BROWN & B. BARTHOLOMEW (Ed.) Urban Herpetology. Society for the Study of Amphibians and Reptiles, Herpetological Conservation Vol. 3: 259-270
- OTT J. (1993) Die Libellenfauna der Stadt Kaiserslautern – Ergebnisse einer Stadtbiotopkartierung und planerische Konsequenzen. *Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz* 7: 103-146
- OTT J. (2007) Die Kleine Pechlibelle – *Ischnura pumilio* (Charpentier, 1925) (Odonata: Coenagrionidae) in der Pfalz: ein Profiteur von Regenrückhaltebecken, Naturschutzgewässern und der Klimaerwärmung. *Mainzer Naturwissenschaftliches Archiv* 46: 233-261
- PONIATOWSKI D. & T. FARTMANN (2008) The classification of insect communities: Lessons from orthopteran assemblages of semi-dry calcareous grasslands in central Germany. *European Journal of Entomology* 105: 659-671
- SANDERSON R.A., D. EYRE & S.P. RUSHTON (2005) Distribution of selected macroinvertebrates in a mosaic of temporary and permanent freshwater ponds as explained by autologistic models. *Ecography* 28: 355-362
- SCHER O. & A. THIÉRY (2005) Odonata, Amphibia and environmental characteristics in motorway stormwater retention ponds (Southern France). *Hydrobiologia* 551: 237-251
- SCHIEFFENHÖVEL P. & M.-O. RÖDEL (2008) Libellengemeinschaften im Naturpark Soonwald-Nahe, Rheinland-Pfalz (Insecta: Odonata). *Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz* 11: 593-613
- SCHLUMPRECHT H. & I. STUBERT (1989) Nutzung lokaler Vorbilder bei Artenhilfsmaßnahmen – am Beispiel der Neuschaffung von Libellengewässern. *Natur und Landschaft* 64: 393-397
- SCHLÜPMANN M. (1991) Libellenvorkommen in und an stehenden Kleingewässern in Abhängigkeit von der Vegetationsstruktur. *Verhandlungen Westdeutscher Entomologentag* 1990: 307-320
- SCHLÜPMANN M. (1995) Zur Bedeutung hydrochemischer Parameter stehender Kleingewässer des Hagener Raumes für die Libellenfauna. *Libellula* 14: 157-194
- SCHLÜPMANN M. (2001) Die Libellenfauna urbaner Lebensräume am Beispiel der Stadt Hagen. *Dortmunder Beiträge zur Landeskunde* 35: 191-216
- SCHOLZ M. (2007) Classification methodology for sustainable flood retention basins. *Landscape and Urban Planning* 81: 246-256
- SØRENSEN T. (1948) A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content, and its application to analyses of the vegetation on Danish commons. *Biologiske Skrifter, Kongelige Danske Videnskabernes Selskab* 5 (4): 1-34

- STEGLICH R. & P.-L. GENZ (2002) Libellenatlas Landeshauptstadt Magdeburg. Umweltamt, Magdeburg
- STERNBERG K. (1998) Die postglaziale Besiedlung Mitteleuropas durch Libellen, mit besonderer Berücksichtigung Südwestdeutschlands (Insecta, Odonata). *Journal of Biogeography* 25: 319-337
- STERNBERG K. & R. BUCHWALD (2000) Die Libellen Baden-Württembergs, Band 2. Ulmer, Stuttgart
- SUKOPP H. & P. WERNER (1982) Nature in Cities: a report and review of studies and experiments concerning ecology, wildlife and nature conservation in urban and suburban areas. Nature and environment series 28. Council of Europe, Strasbourg
- TISCHLER W. (1984) Einführung in die Ökologie. Gustav Fischer, Jena
- WALLASCHEK M. (2005) Die Libellen (Odonata) zweier Stillgewässer in Halle-Dölau. *Entomologische Mitteilungen Sachsen-Anhalt* 13: 88-93
- WERNER P. & R. ZAHNER (2009) Biologische Vielfalt und Städte. Eine Übersicht und Bibliographie. BfN-Skripten 245. Bundesamt für Naturschutz, Bonn. Online im Internet (29.10.2009), URL: <<http://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/service/Skript245.pdf>>
- WILLIGALLA C. (2007) Zusammensetzung der Libellenfauna der Stadt Mainz im Zeitraum der letzten 30 Jahre (Insecta: Odonata). *Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz* 11: 175-190
- WILLIGALLA C., A. KRONSHAGE & N. MENKE (2003) Naturschutzbedeutung von Regenrückhaltebecken – Dargestellt am Beispiel der Libellen in Münster/Westfalen. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 35: 83-89