

Wasserkäfer und -wanzen als Fressfeinde von Stechmückenlarven in den Rheinauen – Vergleich von Erfassungen in den Jahren 1979-1982 mit 2015-2017

FRIEDRICH KÖGEL

Kurzfassung

Es wurden Brutstätten von Stechmückenlarven in vier typischen Gebieten der Hochwasserzone in der nördlichen Oberrheinebene untersucht. Ziel war, festzustellen, ob es in den vergangenen 35 Jahren signifikante Veränderungen in der Besiedlung mit Wasserkäfern und Wasserwanzen als Fressfeinden von Stechmückenlarven gegeben hat. Während dieser Zeit fand eine intensive Bekämpfung der Stechmückenlarven mit Bti (*Bacillus thuringiensis israelensis*) statt. Wenn die Fressfeinde der Stechmückenlarven durch die Bekämpfung nicht beeinträchtigt wurden, wird das als Hinweis gewertet, dass die Bekämpfungsmaßnahmen keine Schäden im Ökosystem verursacht haben. Um die Vergleichbarkeit der Ergebnisse zu gewährleisten, wurde in den Jahren 2015-2017 in exakt gleicher Weise bei der Erfassung vorgegangen wie 1979-1982.

Der Auswertung der Ergebnisse zeigt, dass etwa 10 % der Arten verschwunden sind. Besonders stark betroffen waren die Gattungen *Haliphus* und *Hygrotus*, bei denen alle Arten stark abgenommen haben oder ganz verschwunden sind, ebenso wie *Cymatia coleoptrata* (Rückgang um den Faktor 21). Betrachtet man dagegen die typischen Fressfeinde der Stechmückenlarven, allen voran *Rhantus consputus*, aber auch *Hydrochara caraboides* sowie *Rhantus suturalis*, stellt man fest, dass deren Bestände in den vergangenen 35 Jahre sich nicht verändert, gegebenenfalls zugenommen haben. Das wird als Indiz gewertet, dass die Bekämpfung der Stechmückenlarven keine negativen Auswirkungen auf diese Nicht-Ziel-Organismen hatte.

Bestandsrückgänge wurden bei folgenden Arten festgestellt: *Colymbetes fuscus*, *Spercheus emarginatus*, *Laccobius minutus*, *Enochrus testaceus*, *Berosus frontifoveatus*, *Hesperocorixa linnaei*, *Sigara falleni* und *Gerris odontogaster*. Zwei Arten, *Graptodytes pictus* und *Laccophilus ponticus*, haben dagegen auffällig zugenommen. Gründe für die Bestandsänderungen werden diskutiert. So fällt auf, dass algophage bzw. -phile Arten besonders häufig unter den Arten mit Bestandsrückgang vertreten sind. Schlüssige Wirkketten (z.B. über eine Einwirkung von Glyphosat) konnten aber weder in dieser noch in anderer Hinsicht verifiziert werden. Allerdings werden negative Auswirkungen des stark in Ausbreitung befindlichen Neozoon Kalikokrebs (*Faxonius immunis*) für wahrscheinlich gehalten. Bemerkenswert erscheint zudem, dass unter den im Ge-

biet vorkommenden Rote-Liste-Arten keine auffälligen Bestandsrückgänge registriert wurden.

Abstract

For this publication 4 typical regions in the flooded areas of the Upper Rhine Valley were examined. It is an attempt to answer the question, if there are significant changes in the colonization with water beetles and water bugs as predators of mosquito larvae during the past 35 years. In this period the examined region was intensively treated with formulations of Bti (*Bacillus thuringiensis israelensis*) against mosquito larvae. A non-visible effect on predators is a hint that the mosquito control had no negative effects on the ecosystem. The explorations during the years 2015-2017 were done in exact the same manner than 1979-1982 to guarantee the comparability of the results.

The evaluation of the results shows, that there was a reduction of species of about 10 %. Especially strong was the reduction of *Haliphus* and *Hygrotus* species, some of them even totally vanished. For the water bug *Cymatia coleoptrata* a reduction about the factor 21 is reported. On the other side the predators of mosquito larvae showed no reduction over the last 35 years, at best there is a little increase during this time. *Rhantus consputus*, but also *Hydrochara caraboides* and *Rhantus suturalis* specially belong to this group. This is valued as an evidence, that the mosquito control in the region has had no negative effects on these non target organisms.

A reduction of the population was reported for the following species: *Colymbetes fuscus*, *Spercheus emarginatus*, *Laccobius minutus*, *Enochrus testaceus*, *Berosus frontifoveatus*, *Hesperocorixa linnaei*, *Sigara falleni* and *Gerris odontogaster*. For the two species *Graptodytes pictus* and *Laccophilus ponticus* a significant increase of the population is examined. Reasons for the changes in population size are discussed. It is conspicuous that species that are declining often are algophag or algophil. But no causal loops (e.g. as an effect of Glyphosat) could be found in this way or another. On the other side there are negative influences of the Crayfish *Faxonius immunis* evident, a neozoon that is expanding strongly in the last years in the Upper Rhine Valley. It is also remarkable, that there were no hints of a reduction of the red list species in the examined region.

Autor

Dr. FRIEDRICH KÖGEL, Südtiroler Ring 33,
67273 Weisenheim am Berg; Tel. 06353 / 505 66 67;
E-Mail: friedrichkoegel@yahoo.de

Inhalt

1	Zur Situation der Auen in der Oberrheinebene	12
1.1	Zur Geschichte der Stechmückenbekämpfung	12
1.2	Zielsetzung der Arbeit	13
2	Die untersuchten Gebiete	14
2.1	Brühl	15
2.2	Ketsch	16
2.3	Rheinhausen	16
2.4	Oberhausen	17
3	Material und Methoden	17
4	Ergebnisse	21
5	Auswertung und Diskussion	26
5.1	Welche Faktoren beeinflussen das Auffinden einer Art?	26
5.2	Konnten signifikante Änderungen der Fauna festgestellt werden?	33
5.3	Was sagen die Daten über den Einfluss der Stechmückenbekämpfung aus?	37
6	Bewertung weiterer typischer Arten	40
7	Stechmückenbekämpfung und Naturschutz	44
7.1	Direkte Toxizität durch Eintrag von Bioziden	44
7.2	Auswirkungen von Trägermitteln, Abbauprodukten oder Düngemitteln	45
7.3	Veränderungen von Lebensräumen, z.B. durch Sukzession	46
7.4	Destabilisierung von Biozönosen durch Neozoen	46
7.5	Rote-Liste-Arten im Untersuchungsgebiet	47
	Dank	50
	Literatur	50

1 Zur Situation der Auen in der Oberrheinebene

Der Rhein zählt, nach dem Durchfließen des Bodensees, zu den sommerwarmen Flüssen. Die etwa 295 km Luftlinie messende Oberrheinebene zwischen Basel und Mainz zeichnet sich durch zahlreiche Besonderheiten aus, die insbesondere auf die Entstehung des Landschaftsraums als Folge eines großen Grabenbruchs im Tertiär zurückzuführen sind. Deutlich unterschieden werden kann beim Rheinlauf innerhalb der Oberrheinebene eine Zone der Furkationen zwischen

Basel und Karlsruhe mit einem Gefälle von etwa 0,87 % und eine Zone der Mäander zwischen Karlsruhe und Mainz mit nur etwa 0,025 % Gefälle (SCHÄFER 1973-1974). Die hydrographischen Gegebenheiten begünstigten die Ausbildung ausgedehnter Auwälder.

Sie zählen, wie alle Feuchtgebiete, zu den wertvollsten natürlichen bzw. naturnahen Lebensräumen und bedürfen unseres besonderen Schutzes. Diese allgemein anerkannte, ja geradezu banale Feststellung sollte jedoch nicht darüber hinwegtäuschen, dass auch heute noch aufgrund vielfältiger Nutzungsansprüche oder in der Folge von Eingriffen in die komplexen hydrographischen Systeme (z.B. mit der Folge von Grundwasserabsenkungen) wertvolle Feuchtgebiete verloren gehen.

Nach Schätzungen von DISTER (1981) existieren am gesamten Oberrhein nur noch 150 ha intakter Auwald. Am südlichen Oberrhein entsprechen die verbliebenen Restflächen lediglich 0,3 % der noch zu Beginn des 19. Jahrhunderts vorhandenen Bestände. Die historischen Hintergründe dieser Entwicklung sind hinreichend bekannt. Besonders negativ wirkten sich die verschiedenen Maßnahmen im Rahmen des Rheinausbaus und Eindeichungen mit dem Ziel einer landwirtschaftlichen Nutzung aus. Heute sind die verbliebenen Auwälder zusätzlich gefährdet durch Kiesabbau, Ansiedlung von Industrie, eine nicht standortgemäße Forstwirtschaft und ungeordnete „Erschließung“ als Naherholungsgebiet.

Um diesen vielfältigen negativen Entwicklungen für den Bestand der Rheinauen Einhalt zu gebieten, sind in den letzten Jahrzehnten zahlreiche Flächen unter Schutz gestellt worden. Das Ziel ist, jede zusätzliche Belastung zu vermeiden und vor jedem noch so kleinen Eingriff in das bestehende Gefüge sorgfältig zu prüfen, welche Auswirkungen er auf das Ökosystem haben könnte. Vor diesem Hintergrund ist auch diese Arbeit zu sehen.

1.1 Zur Geschichte der Stechmückenbekämpfung

Zu den angesprochenen Eingriffen gehören auch die Maßnahmen im Rahmen der Stechmückenbekämpfung. Die Bekämpfung der Rheinschnaken – wie die Hauptplageerreger *Aedes vexans* und *A. sticticus* in der Oberrheinebene genannt werden – hat eine lange Tradition. Bereits die große Tullasche Rheinregulierung in den Jahren 1817 bis 1876 hatte neben der Verkürzung des Rheinlaufs, der Vertiefung des Flussbettes und

dem Bau von Dämmen auch zum Ziel, die Stechmückenplage durch Trockenlegen von einstigen Überschwemmungsflächen abzumildern. Erste größere Aktionen mit dem ausschließlichen Ziel der Stechmückenbekämpfung wurden dann zu Beginn des 20. Jahrhunderts unternommen. Sie standen damals unter anderem noch im Zusammenhang mit der von den *Anopheles*-Mücken übertragenen Malaria (BRESSLAU & GLASER 1918). Die verwendeten Mittel waren vor allem Petroleum und Saprol (SACK 1911). Die für die übrige Fauna verheerenden Nebenwirkungen dieser Mittel (vgl. die Schilderungen von SACK) waren bekannt, dennoch wurde die Bekämpfung mit einer aus heutiger Sicht unverständlichen und unverantwortlichen Unbekümmertheit durchgeführt. Ein Zitat von MARTINI (1920) möge dies verdeutlichen: „Alle diese Mittel haben natürlich die Schattenseiten, daß sie auch die übrige Wasserfauna abtöten und zum Teil die Vegetation (...) schädigen. (...) daß wir viel Larvenfeinde mittöten, ist gering von Bedeutung (...) und da kommt es praktisch auch auf sie nicht mehr an.“

Nach dem 2. Weltkrieg geriet die Rheinschnakenbekämpfung im Bewusstsein der Öffentlichkeit zunächst in Vergessenheit und erst in der Mitte der 1970er-Jahre wurde der Ruf nach Bekämpfung wieder so laut, dass groß angelegte Eingriffe erwogen wurden. So gab es in den Jahren 1975 und 1976 erste Bekämpfungsmaßnahmen auf Gemeindeebene mit dem Insektizid Fenethcarb, das gegen die Imagines eingesetzt und mit Nebelkanonen ausgebracht wurde (SCHNELL & STROH 2015). Rasch wurde den Verantwortlichen aber die Notwendigkeit einer umsichtigen, Belange des Naturschutzes einbeziehenden Vorgehensweise bewusst. Vor diesem Hintergrund wurde im Jahr 1976 die Kommunale Aktionsgemeinschaft zur Bekämpfung der Schnakenplage e.V. gegründet (BECKER & MAGIN 1986).

Ziel ist eine effektive, aber gleichzeitig umweltschonende und naturschutzfachlich vertretbare Bekämpfung der Stechmückenlarven. Larven können in Brutgewässern wesentlich effektiver bekämpft werden als die sich weitflächig ausbreitenden Imagines. Zwischen 1977 und 1982 kam vor allem Liparol zum Einsatz, eine Mischung aus Sojalezithin und dünnflüssigem Paraffinöl. Es war kein Mittel der ersten Wahl, denn das Zeitfenster für eine Bekämpfung ist klein, da vor allem Viertlarven und Puppen betroffen sind, es ist relativ teuer und bei Überdosierung gibt es unwillkommene Nebeneffekte bei anderen luftatmenden Organismen, also

z.B. bei Wasserkäfern und -wanzen (BECKER & MAGIN 1986).

Seit dem Jahr 1983 liegt der Schwerpunkt auf dem Einsatz von Bti sowie wasserbaulichen Maßnahmen (BECKER 1997, BECKER & LÜTHY 2017). Erste Freilandversuche mit Bti wurden 1981 und 1982 durchgeführt. Damals wurde in Wasser gelöster Bti-Puder mit Rückenspritzen ausgebracht. Das wirksame Agens aller Bti-Präparate ist ein vom Bacillus gebildeter Eiweißkörper in Kristallform, der selektiv auf Stechmückenlarven wirkt und im Freiland innerhalb weniger Tage vollständig abgebaut wird.

Um Schäden irgendeiner Art für das Ökosystem der Rheinauen auszuschließen, sollten wissenschaftliche Untersuchungen klären, nach welcher Methode und in welchem Umfang eine Stechmückenbekämpfung im Bereich der Rheinauen vertretbar ist. Dabei wird eng mit den örtlichen Naturschutzbehörden zusammengearbeitet.

Die Arbeitsschwerpunkte liegen vor allem in folgenden zwei Bereichen. Zum einen die Suche nach optimalen Bekämpfungsmöglichkeiten: Dies geschieht insbesondere im Hinblick auf umweltschonende biologische Verfahren und schließt die Untersuchung von möglichen Nebenwirkungen mit ein. Zum anderen die Erforschung der Aut- und Synökologie der Stechmücken (BECKER 1984 und 1989): Die genaue Kenntnis der Biologie einer Art sowie ihrer vielfältigen Wechselbeziehungen in ihrem Lebensraum ist eine Grundvoraussetzung, will man alle Möglichkeiten einer sinnvollen Bekämpfung ausschöpfen und sowohl die möglichen direkten als auch indirekten Schäden im Ökosystem erkennen und vermeiden.

1.2 Zielsetzung der Arbeit

Im Rahmen der genannten wissenschaftlichen Begleituntersuchungen wurden in den 1970er- und frühen 1980er-Jahren vom Verfasser die Prädatoren der Stechmückenlarven im Ökosystem der Rheinauen untersucht (KÖGEL 1984a). Dabei ist auch umfangreiches Datenmaterial über die Fauna des Untersuchungsgebietes gesammelt worden (KÖGEL 1983 und 1984b). Mit der Bekämpfung der Stechmückenlarven war damals erst begonnen worden. Bti-Präparate kamen erst ab dem Jahr 1983 großflächig zum Einsatz (vgl. Kapitel 1.1). Deshalb kann davon ausgegangen werden, dass die faunistischen Befunde den Zustand der Rheinauen vor der systematischen Bekämpfung mit Bti dokumentieren.

Damals stand der Ist-Zustand der Arten/Populationen und ihre Biologie im Fokus des Interesses.



Abbildung 1. Das Untersuchungsgebiet in der nördlichen Oberrheinebene. Die besuchten Teilgebiete sind rot markiert. – Quelle: „TopPlusOpen“, Bundesamt für Kartographie und Geodäsie 2019, http://sg.geodatenzentrum.de/web_public/Datenquellen_TopPlus_Open.pdf.

Anhand der nun vorgenommenen Untersuchungen soll versucht werden, Änderungen in der Faunenzusammensetzung über einen längeren Zeitraum zu erfassen und – falls solche festgestellt werden – zu diskutieren, ob dies auf den jahrzehntelangen flächendeckenden Einsatz von Bti zurückgeführt werden kann.

Die für diese Publikation ausgewerteten Aufsammlungen fanden in den Jahren 1979-1982 sowie 2015-2017 statt. Ursprünglich war geplant, jedem Jahr der aktuellen Untersuchungen genau eines aus der Vergangenheit gegenüber zu stellen – im Abstand von 35 Jahren. Wegen des geringeren Datenmaterials aus den 1970er- und 80er-Jahren ließ sich das nicht realisieren, sodass dort Daten aus einem weiteren Jahr hinzugezogen wurde. Denn höchste Aufmerksamkeit bei derartig langfristigen Vergleichen ist darauf zu legen, dass nicht durch methodische Fehler

(in diesem Fall unterschiedliche Zahl von Aufsammlungen in Vergangenheit und Gegenwart) die Aussagekraft eingeschränkt ist. In „Material und Methoden“ wird darauf noch genauer eingegangen.

2 Die untersuchten Gebiete

Um ein repräsentatives Datenmaterial zu erhalten, sollten die Referenzgebiete folgende Kriterien erfüllen: (1) Es müssen typische Schnakenbrutstätten sein, die auch in die regelmäßigen Bekämpfungsaktionen einbezogen sind. Nur dann kann ein Einfluss der Bekämpfung auf die übrige Fauna dokumentiert werden. (2) Es müssen vor allem aus der Vergangenheit Aufsammlungen in genügend großer Zahl vorliegen, um einen objektiven Vergleich zu ermöglichen. (3) Es muss eine genügend große Zahl von Sammelstellen (in dieser Arbeit meist „Gebiete“ genannt) einbezogen werden. Ansonsten würden die Ergebnisse von individuellen Entwicklungen (Sukzession) eines Einzelgebietes zu stark beeinflusst, wie auch die Analyse der Ergebnisse dieser Arbeit gezeigt hat.

Unter Berücksichtigung dieser Aspekte boten sich vier Gebiete in den Rheinauen zwischen Mannheim und Philippsburg an. Sie waren in den Jahren 1979-1982 intensiv besammelt worden, vor allem um den Prädatoren-Komplex der Stechmückenlarven zu untersuchen (KÖGEL 1984a). Deshalb liegen in ihrem Bereich auch die für die Entwicklung der Stechmückenlarven charakteristischen temporären Gewässer. Denn trotz des Wasseraustausches bei Hochwasser können doch ganz typische Arten in den verschiedenen Höhenhorizonten bzw. Gewässertypen der Rheinauen gefunden werden (DANNAPFEL 1980, KÖGEL 1984b, siehe auch Kapitel 5.1).

Die Zonierung nach SCHÄFER (1973-1974) ist gut im Uferbereich größerer Gewässer zu erkennen. Die tiefsten Bereiche der verlandenden Altrheine und Weiher gehören der **submersen Zone** an, mit den entsprechenden Vorkommen an Wasserpflanzen. Sofern die Uferböschungen nicht zu steil sind, entstehen am Rand dieser Gewässer bei Niedrigwasser die typischen **Schlickflächen** bzw. **Trockenrissfelder**.

Die Sohle der größeren temporären Gewässer bzw. Schluten liegt meist im Niveau der **Teichbinsen- und Schilf-Zone**, was den Schilfbestand bzw. die starke Verkräutung erklärt (Abb. 2). Die temporären Kleingewässer (Druckwassertümpel) schließlich sind meist Mulden im Bereich

des **Weichholz-Auenwaldes**. In diesen beiden Gewässertypen entwickeln sich die meisten Stechmückenlarven, und man kann dort die typischen Hochwasserarten wie *Rhantus consputus* oder *Hydrochara caraboides* finden.

Ursprünglich war geplant, bei der Auswertung zwischen perennierenden (vor allem Weiher und Tongruben) und temporären Gewässern (vor allem Schluten und Druckwassertümpel) zu unterscheiden. Das wurde aber rasch fallen gelassen, weil zum einen teilweise in den bei Hochwasser überfluteten Rand- bzw. Uferbereichen von Dauergewässern Bekämpfungsmaßnahmen stattfinden. Man könnte also keine vergleichenden Rückschlüsse („bekämpft“ und „unbekämpft“) über den Einfluss von solchen Maßnahmen auf die Fauna ziehen. Zum anderen sind die Auen im Überschwemmungsbereich ein dynamisches System. Typische temporäre Gewässer stehen bei Hochwasser oft in Verbindung mit Dauerge-

wässern. Und Gewässer, die in einem Jahr ständig Wasser führen, können bereits im nächsten Jahr trocken fallen.

Gleichwohl soll damit nicht ausgedrückt werden, dass es keine Unterschiede in der Besiedlung der genannten Gewässertypen gäbe. Die vier Untersuchungsgebiete werden im Folgenden kurz vorgestellt. Sie sind in der Karte (Abb. 1) farbig markiert.

2.1 Brühl

Es handelt sich um ein Überschwemmungsgebiet mit etlichen perennierenden Gewässern im Naturschutzgebiet Schwetzinger Wiesen-Edinger Ried (NSG 2.077). Die den Rhein begleitenden Sammelstellen liegen zwischen 49.4035 und 49.3960 N (Mündung Leimbach), in den Jahren 1979-1982 inklusive einiger noch weiter südlich gelegener Sammelstellen, bis 49.3917 N (Kollerfährle). Alle Koordinaten in Grad Dezimal.



Abbildung 2. Typische Gewässer für die Entwicklung von Stechmückenlarven sind die temporären Schluten, die sich überwiegend auf dem Pegelniveau der Teichbinsen- und Schilf-Zone befinden. Die Abbildungen 2, 3 und 4 veranschaulichen das langsame Austrocknen einer häufig besammelten Schlute im Untersuchungsgebiet Brühl im Jahr 2015. Aufnahme vom 30. Juni 2015. – Alle Fotos: F. KÖGEL.



Abbildung 3. Wie Abbildung 2. Aufnahme vom 14. Juli 2015.

Am häufigsten besammelt wurde eine temporäre Schlute etwa in der Mitte des Gebietes. Die Fotos aus dem Jahr 2015 (Abb. 2-4) zeigen das langsame Austrocknen dieses temporären Gewässers. Wenn die Schlute trockenfällt, bleiben zahlreiche Gehäuse von Wasserschnecken am Boden zurück (Abb. 5).

2.2 Ketsch

Die Sammelstellen liegen im Naturschutzgebiet Ketscher Rheininsel (NSG 2.013), den Altrhein östlich begleitend von 49.3720 N bis 49.3677 N (Ketscher Altrheinbrücke).

Fast ausschließlich besammelt wurde die sogenannte „Wasserbausenke“. Es handelt sich um ein größeres Gewässer, das im Rahmen wasserbaulicher Maßnahmen zur Stechmückenbekämpfung (BECKER & MAGIN 1986) im Jahre 1978 angelegt wurde. Es wurde erstmals im Oktober 1980 besammelt. Heute ist sein anthropogener Ursprung nicht mehr zu erkennen (Abb. 6). Bei

der Auswertung muss allerdings berücksichtigt werden, dass es sich in der Vergangenheit in einem ganz anderen Sukzessionsstadium befand. Da es recht tief ist, wandern bei Hochwasser auch Fische ein, die dann bei extremen Niedrigwasser verenden bzw. leichte Beute von Graureihern werden (Abb. 7).

Am Südenende geht die Wasserbausenke in einen Graben über, der ab mittleren Wasserständen Wasser führt (Abb. 8) und durch eine kleine Schwelle von der Hauptsenke getrennt ist. An ihm konnten besonders interessante Beobachtungen zum Vorkommen von Wasserkäfern gemacht werden (siehe *Rhantus consputus* im Kapitel 5.3).

2.3 Rheinhausen

Es handelt sich um ehemalige Tongruben nördlich von Rheinhausen, südlich des Kieswerks der Heinrich Krieger KG. Sie liegen, durch einen Damm vom Altrhein getrennt, zwischen 49.2868 und 49.2846 N.



Abbildung 4. Wie Abbildung 2. Aufnahme vom 26. August 2015.

Am häufigsten besammelt wurde eine Tongrube mit recht steilen Ufern (Abb. 9), die ab mittleren Wasserständen durch Dolen mit dem Altrhein in Verbindung steht. Sie führt ständig Wasser, ist aber stark eutrophiert (dicke Faulschlamm-schicht). In der Vergangenheit wurde sie als Fischwasser genutzt. Faunistisch interessanter sind die temporären, stark verkrauteten Schluten in der Umgebung.

2.4 Oberhausen

Auch die Dauergewässer dieses Gebietes sind ehemalige Tongruben. Sie liegen, durch einen Damm vom Rhein getrennt, zwischen 49.2771 und 49.2736 N. Neben den ständig Wasser führenden Tongruben (Abb. 10) gibt es auch zahlreiche temporäre Gewässer.

3 Material und Methoden

Basis sind qualitative und halbquantitative Erfassungen der Wasserkäfer und Wasserwanzen.

Dem umfangreichen Datenmaterial aus den Jahren 1979-1982 wird in gleicher Weise gewonnenes Datenmaterial aus den Jahren 2015-2017 gegenübergestellt. Besammelt wurden 1979-1982 und 2015-2017 die selben Gebiete, von der selben Person, mit den selben Geräten und nach den selben Methoden.

Die halbquantitative Erfassung der Fauna erfolgte durch Schöpfproben mit einer rechteckigen (bessere Erreichbarkeit des Bodens als mit einer runden), hellgelben (die gefangenen Organismen lassen sich auf hellem Grund am besten analysieren) Plastikschaale mit einer Grundfläche von 22 cm x 14,5 cm (Abb. 11). Daneben wurden Kescherzüge mit handelsüblichen Geräten aus dem Angelbedarf gemacht. Es kamen Kescher mit rechteckiger Öffnung und unterschiedlicher Bespannung (Planktongaze sowie feinmaschiges Anglernetz) zum Einsatz. Auch die Ergebnisse einer intensiven Sichtbeobachtung bzw. Funde beim Absammeln von im Wasser befindlichen



Abbildung 5. Beim Austrocknen der temporären Gewässer bleiben oft zahlreiche Gehäuse von Wasserschnecken am Boden zurück, hier *Lymnaea stagnalis*, *Stagnicola corvus*, *Physa acuta* und *Planorbis planorbis*. Nur selten sehen sie wie auf dem Foto aus, meist sind sie recht unansehnlich durch eine dicke Auflage von Schlamm, Detritus und Algen.



Abbildung 7. Am 12. Oktober 2016 war die Ketscher Wasserbausenke nahezu vollständig ausgetrocknet. In den flachen Restwasserpflützen kämpften zahlreiche Hechte ums Überleben. Köpfe und andere Überreste von Fischen an Land und im Wasser sowie zahlreiche Trittsiegel im Schlack zeigten, dass hier Reiher eine reiche Beute machten.



Abbildung 6. Die Ketscher Wasserbausenke wurde im Rahmen wasserbaulicher Maßnahmen im Jahr 1978 angelegt. Seither hat sie sich zu einem artenreichen Biotop entwickelt. Das Foto zeigt sie am 10. Juli 2016. Nur bei extremem Niedrigwasser fällt sie manchmal trocken.



Abbildung 8. Dieser Graben führt erst ab mittleren Wasserständen Wasser. Er steht mit der Ketscher Wasserbausenke in Verbindung und ist Lebensraum für Stechmücken-Fressfeinde wie *Rhantus consputus* und *Hydrochara caraboides* sowie deren Larven.



Abbildung 9. Bei diesem permanenten Gewässer bei Rheinhausen handelt es sich um eine ehemalige Tongrube. Es ist stark eutrophiert (Faulschlamm!) und im Spätsommer oft von einer dichten Schicht Wasserlinsen bedeckt (s. Abb.18).



Abbildung 10. Das Sammelgebiet bei Oberhausen zeichnet sich durch zahlreiche verschiedene Gewässer aus, darunter ehemalige Tongruben, Weiher und temporäre Schluten. Der Weiher im Vordergrund ist permanent, die Senke im Mittelgrund trocknet bei Niedrigwasser aus.



Abbildung 11. Mit dieser Plastikschale wurden bei allen Untersuchungen die Proben geschöpft und die Kescherfänge ausgewertet.



Abbildung 12. Große Arten wurden im Freiland bestimmt, teilweise Belegfotos vor Ort angefertigt und die Tiere dann wieder frei gelassen. Hier der Gelbrandkäfer *Dytiscus circumflexus*.

Gegenständen (Holz, Steine, Pflanzen) wurden notiert und ausgewertet.

Die halbquantitative Beprobung einer Sammelstelle dauerte meist etwa eine Stunde, sodass ein repräsentativer Querschnitt der Arten gewonnen werden konnte. Die Häufigkeit der Arten wurde am Ende jeder Aufsammlung mit ca. 20-30 Schöpfproben bzw. Kescherzügen nach folgendem Schema eingeordnet:

seltene	1 oder 2 Exemplare (während der gesamten Sammelzeit)
vereinzelt	bis 5 Exemplare (während der gesamten Sammelzeit)
regelmäßig	taucht in den Proben immer wieder auf (insgesamt mehr als 5 Exemplare)
häufig	in nahezu jeder Probe ein oder mehrere Exemplare
gemein	Massenvorkommen mit meist zahlreichen (über 5) Tieren pro Schöpfprobe

Insbesondere in den Jahren 1979-1982 fanden viele Aufsammlungen nicht halbquantitativ statt. Um in jedem Zeitraum eine genügend große Anzahl an Sammeldaten zu erhalten, wurden deshalb auch die qualitativen Funddaten berücksichtigt. Zudem zeigte sich, dass 1979-1982 deutlich weniger Aufsammlungen zur Auswertung zur Verfügung standen als 2015-2017 (wenn man jeweils drei Sammeljahre heranzieht), nämlich 42 (zu 73). Deshalb wurde aus der Vergangenheit

ein viertes Jahr (1979) mit hinzugenommen, so dass das Verhältnis nun bei 50 Aufsammlungen (1979-1982) zu 73 (2015-2017) liegt.

Neben diesem Verhältnis ist das Verhältnis der halbquantitativen zu den qualitativen Aufsammlungen interessant. Es lag 1979-1982 bei 19 zu 31, in den Jahren 2015-2017 bei 59 zu 14 (jeweils halbquantitativ zu qualitativ).

Die Bestimmung der Arten erfolgte möglichst im Freiland. Nur bei Arten, bei denen dies nicht möglich war, wurden die Tiere konserviert und später bestimmt. Genauso wurde mit untypischen Exemplaren jener Arten vorgegangen, die üblicherweise im Freiland bestimmt wurden. Bei großen Arten wurden manchmal auch nur Belegfotos im Freiland gemacht (Abb. 12).

Durch dieses Vorgehen wurde versucht, die Eingriffe in die Natur so gering wie möglich zu halten, gleichzeitig aber auch ein umfangreiches, aussagekräftiges Datenmaterial zu erhalten. Was dies in der Praxis bedeutete, mögen folgende beiden Beispiele verdeutlichen.

Die *Rhantus*-Arten zu unterscheiden, ist nicht immer einfach. Neben den beiden in der Folge genannten Arten, wurden vom Verfasser *R. suturalis*, *R. frontalis* und *R. exoletus* in der Oberreinebene nachgewiesen. Aber insbesondere die oft am gleichen Fundort vorkommenden *R. consputus* und *R. latitans* sind im Freiland nicht immer eindeutig zuordenbar. Solche Tiere wurden mit ins Labor genommen, die Häufigkeitsangaben allerdings anhand der im Freiland klar erkannten Exemplare gemacht.

Ähnliches gilt für *Notonecta*. Bei dieser Gattung bereitet insbesondere die Unterscheidung des häufigen *N. glauca* von *N. viridis* im Freiland Probleme. Dennoch hielt es der Verfasser nicht für gerechtfertigt, nur deshalb alle *Notonecta* für die eindeutige Bestimmung abzutöten. Ein genaues Betrachten der Tiere und das Beschränken auf wenige „verdächtige Kandidaten“ hat sich bei der Freilandarbeit als das beste (weil die Bestände schonende) Vorgehen erwiesen. Mit zunehmender Erfahrung konnten im Allgemeinen die gesammelten Individuen angesprochen werden.

Eine genaue Analyse im Freiland kostet natürlich Zeit. Deshalb bezieht sich die oben genannte Sammelzeit von „etwa einer Stunde“ auf das reine Sammeln. Die Verweildauer an einem Gewässer war, je nach der Anzahl an gefundenen kritischen Exemplare, oft erheblich länger.

Die Bestimmung der Wasserwanzen erfolgte nach STICHEL (1955-1956), teilweise wurde auch POISSON (1957) herangezogen. In den Jahren 2015-2017 wurde vor allem mit STRAUSS & NIEDRINGHAUS (2014) gearbeitet. Letzterem Werk folgt auch die verwendete Nomenklatur.

Für die Bestimmung der Wasserkäfer wurde vor allem das Sammelwerk „Die Käfer Mitteleuropas“ herangezogen mit den Bearbeitern FREUDE (1971) für die Haliplidae und Gyrinidae, SCHAEFFLEIN (1971) für die Dytiscidae, LOHSE (1971) für die Hydraenidae, Spercheidae und Hydrophilinae sowie VOGT (1971) für die Sphaeridiinae. Darüber hinaus wurden verwendet SCHÖDL (1991) für die Gattung *Berosus*, GENTILI & SHAVERDO (2016) für die Gattung *Laccobius* sowie die Internetseite von A. LOMPE www.coleo-net.de. Die Nomenklatur folgt dem Werk von KLAUSNITZER (1996), für die Gattung *Cercyon* der Internetseite von A. LOMPE. Um eine eindeutige Bestimmung zu gewährleisten wurden von zahlreichen Arten Genitalpräparate angefertigt. Das gilt insbesondere für die Gattungen *Haliplus* (von den Tieren der Untergattung *Haliplus* wurden ausschließlich mit Genitalpräparat abgesicherte Männchen berücksichtigt) und *Laccobius*. Belegstücke zu allen nachgewiesenen Arten befinden sich in der Sammlung des Verfassers.

Das 2015-2017 gesammelte Material wurde komplett ausgewertet (Ausnahme *Ochthebius*, s.u.). In der Sammlung des Verfassers befanden sich allerdings noch zahlreiche unbestimmte Exemplare aus der Vergangenheit. Um einen methodisch einwandfreien Vergleich zu ermöglichen, wurde die gesamte Sammlung des Verfassers

durchgesehen und alle noch nicht bestimmten Belegstücke von 1979-1982, die sich auf die in der Studie berücksichtigte regionale Auswahl beziehen, nachbestimmt. Lediglich die *Ochthebius*-Tiere wurden nur durchgeschaut (und in wenigen Fällen ein Genitalpräparat angefertigt), da von einem aufwendigen Vorgehen keine zusätzlichen Erkenntnisse erwartet wurden.

4 Ergebnisse

Die Funde jedes Sammeltages, getrennt für jedes Sammelgebiet, wurden in Tabellen übertragen, eine für die Jahre 1979-1982 (Tab. 1, siehe Beilage), die andere für 2015-2017 (Tab. 2, siehe Beilage). Jede Art hat umso mehr Einträge, je öfter sie zeitlich (Tage) oder räumlich (Sammelgebiete) gefunden wurde. Dort, wo die Häufigkeit einer Art halbquantitativ erfasst wurde, ging ein entsprechender Zahlenwert in die Tabelle ein. Dazu wurden den festgestellten Abundanz nach folgendem Schema „Punkte“ zugeordnet:

kein Nachweis	0 Punkte
selten (1-2 Exemplare)	1 Punkt
vereinzelt (bis 5 Exemplare)	2 Punkte
regelmäßig	3 Punkte
häufig	4 Punkte
gemein	5 Punkte

Die Summe aller Punkte, geteilt durch die Gesamtzahl der halbquantitativen Aufsammlungen im ausgewerteten Zeitraum, ergibt die Abundanz (durchschnittliche Häufigkeit) in diesem Zeitraum. Der Vergleich der Werte aus den Jahren 1979-1982 mit 2015-2017 ist ein guter Hinweis auf die Bestandsentwicklung einer Art (Kapitel 5).

Eine methodische Schwachstelle dieser Auswertung ist die deutlich geringere Zahl halbquantitativer Erfassungen in den Jahren 1979-1982 (19) im Vergleich mit 2015-2017 (59). Deshalb wurden bei den Funddaten in Tabelle 3 auch die qualitativen Sammelergebnisse berücksichtigt. Tabelle 3 gibt also an, an wie vielen Tagen eine Art im entsprechenden Jahr gefunden wurde, als Summe aus allen vier Sammelgebieten, sowohl qualitative als auch halbquantitative Aufsammlungen. Insbesondere, wenn man diese Zahlen in Korrelation zur Gesamtzahl der ausgewerteten Aufsammlungen sieht, erhält man einen aussagekräftigen Wert für die Konstanz des Auftretens einer Art im Gebiet (Tab. 4).

(Tabelle 1 und 2 siehe Beilage). Tabelle 3. Es ist jeweils die Zahl der Funde pro Sammelnjahr angegeben. In der Kopfzeile steht die Gesamtzahl der Aufsammlungen im betreffenden Jahr. Die Summenzeile (S. 24) gibt jeweils die Gesamt-Artenzahl des betreffenden Jahres an. Zudem ist in einer eigenen Spalte mit Kreuz markiert, wenn eine Art im gesamten Untersuchungszeitraum, also 1979-1982 oder 2015-2017 nicht gefunden wurde.

Art	1979 (8 Auf- samml.)	1980 (12 Auf- samml.)	1981 (17 Auf- samml.)	1982 (13 Auf- samml.)	Fehlt 1979- 1982	2015 (9 Auf- samml.)	2016 (22 Auf- samml.)	2017 (42 Auf- samml.)	Fehlt 2015- 2017
Coleoptera: Haliplidae									
<i>Haliplus</i> sp.	0	3	0	1	.	1	0	8	.
<i>Haliplus</i> (<i>Liaphlus</i>) <i>flavicollis</i>	1	1	2	0	.	0	0	0	x
<i>Haliplus</i> (<i>Haliplus</i>) <i>ruficollis</i>	5	2	3	0	.	1	4	4	.
<i>Haliplus</i> (<i>Haliplus</i>) <i>fluviatilis</i>	2	1	1	2	.	2	2	1	.
<i>Haliplus</i> (<i>Haliplus</i>) <i>immaculatus</i>	1	0	1	1	.	0	0	0	x
<i>Peltodytes caesus</i>	1	1	1	0	.	0	1	6	.
Noteridae									
<i>Noterus</i> sp.	0	0	0	1	.	0	0	0	x
Dytiscidae									
<i>Hyphydrus ovatus</i>	2	3	6	2	.	4	5	6	.
<i>Hygrotus inaequalis</i>	5	6	6	6	.	1	4	2	.
<i>Hygrotus versicolor</i>	2	0	4	5	.	3	0	3	.
<i>Hygrotus decoratus</i>	0	3	0	0	.	0	0	0	x
<i>Hygrotus quinquelineatus</i>	0	0	0	1	.	0	0	0	x
<i>Coelambus impressopunctatus</i>	3	7	5	2	.	0	2	14	.
<i>Hydroglyphus pusillus</i>	5	4	3	3	.	0	5	10	.
<i>Graptodytes pictus</i>	0	1	0	0	.	1	1	4	.
<i>Graptodytes granularis</i>	0	1	1	0	.	0	0	0	x
<i>Porhydrus lineatus</i>	2	2	0	1	.	0	1	0	.
<i>Hydroporus angustatus</i>	1	3	3	0	.	0	2	5	.
<i>Hydroporus palustris</i>	5	8	11	2	.	6	9	19	.
<i>Hydroporus striola</i>	0	1	1	0	.	0	0	1	.
<i>Hydroporus planus</i>	0	3	0	0	.	0	0	0	x
<i>Suphrodytes dorsalis</i>	0	0	0	1	.	0	1	0	.
<i>Laccophilus ponticus</i>	0	1	1	0	.	1	3	11	.
<i>Laccophilus minutus</i>	4	2	3	4	.	3	3	8	.
<i>Laccophilus hyalinus</i>	0	3	2	6	.	2	2	7	.
<i>Rhantus suturalis</i>	1	3	4	1	.	0	6	17	.
<i>Rhantus consputus</i>	0	3	4	0	.	1	3	13	.
<i>Rhantus latitans</i>	2	4	4	0	.	3	1	15	.
<i>Agabus undulatus</i>	2	5	1	1	.	0	2	10	.
<i>Agabus bipustulatus</i>	0	0	0	0	x	1	0	0	.
<i>Colymbetes fuscus</i>	0	2	3	1	.	0	1	0	.
<i>Hydaticus transversalis</i>	1	3	3	3	.	1	7	11	.
<i>Hydaticus seminiger</i>	0	0	0	0	x	0	1	0	.
<i>Graphoderus cinereus</i>	1	2	0	0	.	0	1	2	.
<i>Acilius sulcatus</i>	0	1	1	0	.	1	3	3	.
<i>Dytiscus marginalis</i>	0	1	0	0	.	0	2	0	.
<i>Dytiscus circumflexus</i>	0	0	0	0	x	0	1	0	.

Fortsetzung Tabelle 3.

Art	1979 (8 Auf- samml.)	1980 (12 Auf- samml.)	1981 (17 Auf- samml.)	1982 (13 Auf- samml.)	Fehlt 1979- 1982	2015 (9 Auf- samml.)	2016 (22 Auf- samml.)	2017 (42 Auf- samml.)	Fehlt 2015- 2017
Gyrinidae									
<i>Gyrinus substriatus</i>	0	1	0	0	.	0	1	1	.
Hydraenidae									
<i>Ochthebius</i> sp.	2	1	2	0	.	0	0	17	.
<i>Ochthebius minimus</i>	1	0	0	0	.	0	1	2	.
<i>Ochthebius flavipes</i>	0	0	1	1	.	0	1	0	.
<i>Limnebius atomus</i>	0	0	0	0	x	0	0	2	.
Spercheidae									
<i>Spercheus emarginatus</i>	0	2	2	2	.	1	0	0	.
Hydrophilidae									
<i>Cercyon sternalis</i>	1	0	0	0	.	0	0	2	.
<i>Cercyon lateralis</i>	1	0	0	1	.	0	0	0	x
<i>Cercyon marinus</i>	1	0	0	0	.	0	0	0	x
<i>Helophorus</i> sp.	1	0	0	0	.	0	0	0	.
<i>Helophorus griseus</i>	0	0	1	0	.	0	0	0	x
<i>Laccobius</i> sp.	1	0	1	1	.	0	0	0	.
<i>Laccobius minutus</i>	2	4	3	2	.	0	0	3	.
<i>Laccobius biguttatus</i>	0	0	0	0	x	0	0	1	.
<i>Laccobius bipunctatus</i>	1	0	0	0	.	0	0	0	x
<i>Laccobius sinuatus</i>	0	0	1	0	.	0	0	0	x
<i>Anacaena</i> sp.	0	0	0	2	.	0	0	0	.
<i>Anacaena limbata</i>	1	1	0	0	.	0	0	4	.
<i>Cymbiodyta marginella</i>	0	1	0	0	.	0	0	0	x
<i>Helochaeres obscurus</i>	0	4	1	1	.	1	1	13	.
<i>Helochaeres lividus</i>	0	1	0	0	.	0	0	0	x
<i>Enochrus</i> sp.	1	0	0	1	.	0	0	0	.
<i>Enochrus testaceus</i>	1	3	2	1	.	0	0	3	.
<i>Enochrus coarctatus</i>	0	0	0	0	x	0	0	2	.
<i>Enochrus quadripunctatus</i>	1	3	2	1	.	0	0	8	.
<i>Hydrobius fuscipes</i>	2	3	2	1	.	0	1	15	.
<i>Hydrochara caraboides</i>	1	5	2	4	.	2	4	16	.
<i>Berosus signaticollis</i>	0	3	3	3	.	0	1	19	.
<i>Berosus luridus</i>	0	0	1	0	.	0	0	0	x
<i>Berosus frontifoveatus</i>	0	0	1	4	.	0	0	2	.
Heteroptera: Corixidae									
<i>Micronecta scholtzi</i>	0	1	2	4	.	0	2	3	.
<i>Cymatia coleoptrata</i>	2	3	4	6	.	0	1	0	.
<i>Corixa punctata</i>	0	1	1	0	.	1	2	1	.
<i>Callicorixa praeusta</i>	0	0	1	0	.	1	0	0	.
<i>Hesperocorixa sahlbergi</i>	0	0	0	0	x	0	1	2	.
<i>Hesperocorixa linnaei</i>	2	2	2	0	.	0	0	3	.
<i>Sigara striata</i>	4	3	4	7	.	3	4	14	.
<i>Sigara falleni</i>	1	3	5	6	.	4	2	1	.

Fortsetzung Tabelle 3.

Art	1979 (8 Auf- samml.)	1980 (12 Auf- samml.)	1981 (17 Auf- samml.)	1982 (13 Auf- samml.)	Fehlt 1979- 1982	2015 (9 Auf- samml.)	2016 (22 Auf- samml.)	2017 (42 Auf- samml.)	Fehlt 2015- 2017
<i>Sigara lateralis</i>	0	0	1	0	.	0	1	1	.
Pleidae									
<i>Plea minutissima</i>	3	2	3	6	.	3	6	6	.
Notonectidae									
<i>Notonecta glauca</i>	2	6	7	4	.	6	9	13	.
Naucoridae									
<i>Ilyocoris cimicoides</i>	2	3	6	5	.	6	7	12	.
Nepidae									
<i>Nepa cinerea</i>	3	1	4	4	.	3	1	3	.
<i>Ranatra linearis</i>	0	1	1	0	.	0	3	0	.
Gerridae									
<i>Aquarius najas</i>	0	0	0	0	x	0	1	1	.
<i>Aquarius paludum</i>	1	2	1	2	.	2	2	1	.
<i>Gerris asper</i>	0	1	0	2	.	0	0	0	x
<i>Gerris thoracicus</i>	0	1	2	0	.	0	0	2	.
<i>Gerris lacustris</i>	2	3	2	5	.	3	10	17	.
<i>Gerris odontogaster</i>	2	1	3	2	.	0	0	2	.
<i>Gerris argentatus</i>	2	1	2	4	.	0	6	12	.
Veliidae									
<i>Microvelia reticulata</i>	3	5	6	3	.	4	14	33	.
Mesoveliidae									
<i>Mesovelia furcata</i>	0	0	2	4	.	1	5	4	.
Hydrometridae									
<i>Hydrometra stagnorum</i>	0	4	2	2	.	2	8	28	.
<i>Hydrometra gracilentata</i>	1	2	0	1	.	0	1	2	.
Gesamt: 86 Arten (inkl. N. sp.)	45	61	59	47	8	31	53	58	16

Tabelle 4. Hier sind alle Arten aufgelistet, die in beiden Untersuchungszeiträumen zusammen mindestens 7-mal gefunden wurden. Durch dunkelgraue Farbunterlegung hervorgehoben sind all jene Arten, die im Zeitraum 1979-1982 mindestens 3-mal so häufig waren wie 2015-2017 (bezogen jeweils auf den Quotienten Funde pro Aufsammung). Umgekehrt ist das Verhältnis bei den hellgrau unterlegten Arten.

Art	Funde 1979-1982	Funde 2015-2017	Funde pro Aufsammung 1979-1982	Funde pro Aufsammung 2015-2017
<i>Haliphus ruficollis</i>	10	9	0,20	0,12
<i>Haliphus fluviatilis</i>	6	5	0,12	0,07
<i>Peltodytes caesus</i>	3	7	0,06	0,10
<i>Hyphydrus ovatus</i>	13	15	0,26	0,21
<i>Hygrotus inaequalis</i>	23	7	0,46	0,10
<i>Hygrotus versicolor</i>	11	6	0,22	0,08
<i>Coelambus impressopunctatus</i>	17	16	0,34	0,22
<i>Hydroglyphus pusillus</i>	15	15	0,30	0,21

Fortsetzung Tabelle 4.

Art	Funde 1979-1982	Funde 2015-2017	Funde pro Aufsammlung 1979-1982	Funde pro Aufsammlung 2015-2017
<i>Graptodytes pictus</i>	1	6	0,02	0,08
<i>Hydroporus angustatus</i>	7	7	0,14	0,10
<i>Hydroporus palustris</i>	26	34	0,52	0,47
<i>Laccophilus ponticus</i>	2	15	0,04	0,21
<i>Laccophilus minutus</i>	13	14	0,26	0,19
<i>Laccophilus hyalinus</i>	11	11	0,22	0,15
<i>Rhantus suturalis</i>	9	23	0,18	0,32
<i>Rhantus consputus</i>	7	17	0,14	0,23
<i>Rhantus latitans</i>	10	19	0,20	0,26
<i>Agabus undulatus</i>	9	12	0,18	0,16
<i>Colymbetes fuscus</i>	6	1	0,12	0,01
<i>Hydaticus transversalis</i>	10	19	0,20	0,26
<i>Acilius sulcatus</i>	2	7	0,04	0,10
<i>Spercheus emarginatus</i>	6	1	0,12	0,01
<i>Laccobius minutus</i>	11	3	0,22	0,04
<i>Helochares obscurus</i>	6	15	0,12	0,21
<i>Enochrus testaceus</i>	7	3	0,14	0,04
<i>Enochrus quadripunctatus</i>	7	8	0,14	0,11
<i>Hydrobius fuscipes</i>	8	16	0,16	0,22
<i>Hydrochara caraboides</i>	12	22	0,24	0,30
<i>Berosus signaticollis</i>	9	20	0,18	0,27
<i>Berosus frontifoveatus</i>	5	2	0,10	0,03
<i>Micronecta scholtzi</i>	7	5	0,14	0,07
<i>Cymatia coleoprata</i>	15	1	0,30	0,01
<i>Hesperocorixa linnaei</i>	6	3	0,12	0,04
<i>Sigara striata</i>	18	21	0,36	0,29
<i>Sigara falleni</i>	15	7	0,30	0,10
<i>Plea minutissima</i>	14	15	0,28	0,21
<i>Notonecta glauca</i>	19	28	0,38	0,38
<i>Ilyocoris cimicoides</i>	16	25	0,32	0,34
<i>Nepa cinerea</i>	12	7	0,24	0,10
<i>Aquarius paludum</i>	6	5	0,12	0,07
<i>Gerris lacustris</i>	12	30	0,24	0,41
<i>Gerris odontogaster</i>	8	2	0,16	0,03
<i>Gerris argentatus</i>	9	18	0,18	0,25
<i>Microvelia reticulata</i>	17	51	0,34	0,70
<i>Mesovelia furcata</i>	6	10	0,12	0,14
<i>Hydrometra stagnorum</i>	8	38	0,16	0,52
<i>Hydrometra gracilentata</i>	4	3	0,08	0,04
Funde gesamt	484	624		
Aufsammlungen	50	73		
Funde pro Aufsammlung	9,7	8,5		

Die auf diese Weise ermittelten Werte stehen in Korrelation zu den Häufigkeiten bzw. Abundanz, bezeichnet aber nicht genau das Gleiche. Deshalb wurden in den Diagrammen die beiden Auswertungsmethoden stets unterschieden. Die Werte werden in der Ordinate entsprechend als „Zahl der Funde pro Aufsammlung“ oder als „Abundanz“ (durchschnittliche Häufigkeit) bezeichnet.

In Tabelle 3 wurde zudem jeweils für die Jahre 1979-1982 und 2015-2017 angegeben, wenn eine Art im jeweiligen Zeitraum nicht gefunden wurde (dann erhielt das entsprechende Feld ein Kreuz). Das Kreuz ist nur bei Arten eingetragen, nicht bei Gattungen. (Ausnahme: *Noterus* sp., von dem nur ein nicht bis zur Art bestimmter Freiland-Eintrag vorliegt.)

In einigen Fällen, bei denen diese Erkenntnisse interessant erschienen, wurden in Tabelle 3 auch nicht bis zur Art bestimmte Tiere unter ihrem Gattungsnamen verzeichnet. Dass die Art nicht genannt werden kann, kann zwei Gründe haben:

1. Es wurde bei den Freilandbeobachtungen lediglich der Gattungsname notiert und kein Exemplar gesammelt.
2. Es liegen zwar Belegexemplare vor, die aber anhand äußerer Merkmale nicht eindeutig bestimmt werden konnten (es konnte z.B. kein Genitalpräparat zur eindeutigen Klärung angefertigt werden, da es sich um Weibchen handelte).

Man beachte: Liegt von einem Sammeltag und -gebiet sowohl bis zur Art bestimmtes Material vor als auch nicht klar Zuordenbares, wurde stets nur der Artname eingetragen, da eine große Wahrscheinlichkeit besteht, dass die nicht bestimmten Individuen zur gleichen Art gehören. Alle in Tabelle 3 verzeichneten „sp.-Funde“ gehören also zu Tagen, an denen kein bis zur Art bestimmtes Tier vorliegt.

Die Summenzeile jeder Jahresspalte in Tabelle 3 gibt an, wie viele Arten im betreffenden Jahr insgesamt nachgewiesen wurden. Dabei wurden Gattungs-Angaben dann mitgezählt, wenn aus dem Jahr kein Fund bis zur Art bestimmt werden konnte.

Larvenfunde wurden in den Tabellen generell nicht berücksichtigt, auch wenn die Art hätte eindeutig benannt werden können, etwa bei *Ilyocoris cimicoides*, *Hyphydrus ovatus*, *Spercheus emarginatus* oder *Acilius* sp.

Die Tabellen 1 und 2 bzw. die daraus abgeleiteten Arten-Zeit-Kurven (Abb. 21, Kapitel 5.2) zeigen, dass in den Jahren 1979-1982 insgesamt 78 Arten gefunden wurden, von denen 16

in den Jahren 2015-2017 fehlten. In den Jahren 2015-2017 wurden 70 Arten nachgewiesen, von denen 8 in den Jahren 1979-1982 fehlten. Insgesamt wurden 86 Arten in beiden Sammelperioden gefunden.

Die Unterschiede im Artenbestand könnten (zumindest teilweise) einer letztlich unbekanntem „Fehlerquote“ zugeschrieben werden, wenn die Arten im Vergleichszeitraum da waren, aber nicht gefunden wurden. Wahrscheinlicher ist jedoch, dass sie ein Ausdruck von Veränderungen im Ökosystem sind, was im Folgenden diskutiert wird.

5 Auswertung und Diskussion

Bei einem Vergleich von Artenbeständen und deren Häufigkeit über einen längeren Zeitraum müssen insbesondere zwei Kriterien kritisch betrachtet werden: „ob genügend lange untersucht wurde und die methodisch einwandfreie Vergleichbarkeit gewährleistet war“ (REICHHOLF 2017).

Vom zweiten Kriterium (methodische Vergleichbarkeit) kann mit Sicherheit gesagt werden, dass es erfüllt ist (siehe Kapitel 3). Deshalb wurde bei den Untersuchungen in den Jahren 2015-2017 bewusst darauf verzichtet, andere Methoden anzuwenden als 1979-1982. Gemeint sind damit beispielsweise Reusenfallen, so wie es HENDRICH & BALKE (1993) beschreiben, oder Lichtfallenfänge, obwohl bekannt ist, dass dabei andere, zusätzliche Arten festgestellt werden können (LORENZ 2010).

Das erste Kriterium einer ausreichend langen Untersuchung ist schwieriger zu bewerten. Deshalb soll zunächst genauer betrachtet werden, welche biotischen und abiotischen Faktoren Einfluss auf die Ergebnisse von faunistischen Untersuchungen haben, da dies Einblicke in die Relevanz der vorliegenden Ergebnisse erlaubt. Danach sollen die Ergebnisse hinsichtlich der Fragen bewertet werden, ob signifikante Veränderungen der Fauna festgestellt werden konnten und wenn ja, ob die Stechmückenbekämpfung mit Bti Auswirkungen auf Vorkommen und Häufigkeit der untersuchten Arten hatte.

5.1 Welche Faktoren beeinflussen das Auffinden einer Art?

Ganz wesentlich sind die angewandte Sammelmethode, die Sammelzeit, die besuchten Orte usw. All das wurde in den Untersuchungszeiträumen 1979-1982 und 2015-2017 möglichst einheitlich gehandhabt, wobei dennoch klar

sein muss, dass es in der Praxis immer zu Abweichungen kommt. In den Jahren 1979-1982 war das zentrale Anliegen der hier vorgestellten Untersuchungen nicht die möglichst vollständige Erfassung der Wasserkäfer und Wasserwanzen. Die Aufsammlungen erfolgten deshalb weniger regelmäßig und vor allem seltener halbquantitativ als in den Jahren 2015-2017. Deshalb wurde im Zeitraum 1979-1982 ein Jahr mehr ausgewertet. Dennoch muss davon ausgegangen werden, dass die Erfassung in den Jahren 2015-2017 gründlicher erfolgte, was bei der Bewertung von festgestellten Faunenveränderungen beachtet werden muss.

Hier sollen vorrangig die biotischen und abiotischen Faktoren betrachtet werden. Da ist zunächst der Entwicklungszyklus zu nennen. Wenn Imagines einer Art zu bestimmten Jahreszeiten nicht vorkommen, weil gerade das Ei-, Larven- oder Puppen-Stadium durchlaufen wird, können sie nicht gefunden werden. Das ist bei einjährigen Arten natürlich ausgeprägter als bei Arten mit kürzerem Entwicklungszyklus und mehreren Generationen pro Jahr oder mehrjähriger Lebenserwartung.

Notonecta glauca und *Ilyocoris cimicoides* überwintern als Imagines und legen im Frühjahr Eier ab, bevor sie dann sterben. Deshalb findet man von diesen Arten im späten Frühling und Frühsommer nur Larven. Das verdeutlicht Abbildung 13, in der die Häufigkeit von *Notonecta glauca* und *Hydroporus palustris* in Abhängigkeit vom Monat dargestellt ist. Während eine Art ohne ausgeprägten Jahreszyklus, also *H. palustris*, das gesamte Jahr über häufig ist, werden die letzten Imagines von *N. glauca* im März gefun-

den, wenige dann im Juni/Juli, wohingegen von August bis Oktober die Imagines häufig waren. Selbst bei mehrjährigen Untersuchungen in den „falschen“ Monaten könnte man die Art also nicht nachweisen. Um derartige Fehlinterpretationen zu vermeiden, wurden für die vorliegenden Untersuchungen alle Monate von März bis November einbezogen.

Durch diese über das Jahr verteilten Aufsammlungen lässt sich in manchen Gewässern sehr gut die zeitliche Aufeinanderfolge von Arten bzw. deren Häufigkeit aufzeigen. In Tabelle 5 wird das für 4 Sammeltage in der Ketscher Wasserbausenke gezeigt. Am 22. Juli, bei Hochwasser, sind die Hochwasserart *Rhantus consputus* (s.u.) sowie der mit hoher Konstanz vorkommende *Hydroporus palustris* mit Abstand am häufigsten. Am 10. August, bei sinkendem Wasserspiegel, ist *Rh. consputus* bereits viel seltener. Am 12. September konnte er gar nicht mehr nachgewiesen werden, nun werden aber die fertig entwickelten Imagines von *Notonecta glauca* häufig angetroffen. Am 11. Oktober schließlich, die Senke ist fast ausgetrocknet, sind nur noch Corixidae häufig. Es handelt sich überwiegend um *Sigara striata* und *S. falleni*, dazu einige *S. lateralis* im Verhältnis der gesammelten Männchen 85:79:1. Die meisten anderen flugfähigen Tiere haben das Gewässer verlassen. Das unterstreicht abermals, wie stark die Ergebnisse von Einzel-Aufsammlungen schwanken können. Auch DANNAPFEL (1980) berichtet vom „kurzfristigen Massenaufreten einzelner Arten“, etwa *Guignotus pusillus* oder *Ochthebius minimus* und *flavipes* (= *eppelsheimi*), das für kurze Zeit beobachtet werden kann, aber in Folgejahren ausbleibt. Andere Arten neigen of-

Abbildung 13. Abundanz von *Notonecta glauca* und *Hydroporus palustris* in Abhängigkeit von der Jahreszeit. Man erkennt deutlich, dass nach der Eiablage im Frühjahr die Imagines von *Notonecta* sterben, also nicht mehr gefunden werden, und erst nach dem Ende der Larvalentwicklung im Sommer wieder nachweisbar sind.

Untersuchungsjahre 2013-2017. n = 5 (März), 7 (April), 7 (Mai), 3 (Juni), 12 (Juli), 9 (August), 12 (September), 2 (Oktober), 2 (November).

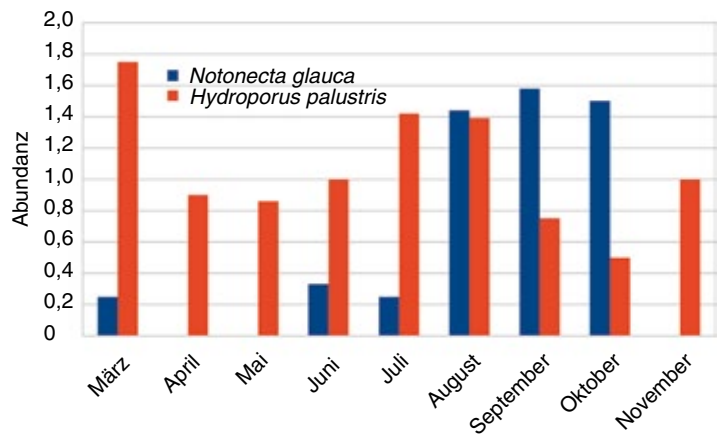


Tabelle 5. Verschiebung der Arten-Dominanz in der Ketscher Wasserbausenke in vier aufeinander folgenden Monaten des Jahres 2016. Aufgrund der unterschiedlichen Zugänglichkeit wegen des schwankenden Wasserstandes wurden teilweise verschiedene Bereiche der Wasserbausenke besammelt. Die dominanten Arten sind für jeden Sammeltag grau unterlegt. Die Ziffern bezeichnen die Häufigkeit (Abundanz).

Art	22.7. (Hochwasser)	10.8.	12.9.	11.10. (fast ausgetrocknet)
<i>Rhantus consputus</i>	4 bis 5	2	-	-
<i>Hydroporus palustris</i>	4 bis 5	3 bis 4	1	-
<i>Notonecta glauca</i>	2 (Larven)	2	4	2
Corixidae	-	-	2 (meist Larven)	5

1 = selten (1 oder 2 Exemplare während der gesamten Sammelzeit); 2 = vereinzelt (bis 5 Exemplare während der gesamten Sammelzeit); 3 = regelmäßig (taucht in den Proben immer wieder auf, insgesamt mehr als 5 Exemplare); 4 = häufig (in nahezu jeder Probe ein oder mehrere Exemplare); 5 = gemein (Massenvorkommen mit meist zahlreichen – über 5 – Tieren pro Schöpfprobe).
Sammelzeit: jeweils etwa 1 Stunde

fenbar zur Schwarmbildung, etwa *Laccophilus minutus* und *Hydroporus palustris*. Auch die Einnischung von Arten in ganz bestimmten Mikrohabitaten kann dazu führen, dass manche Arten nicht gefunden werden, wenn die entsprechenden Mikrohabitate nicht besammelt werden. So kommt *Hydroglyphus pusillus* fast

nur im ganz flachen, nur 1-2 cm tiefen Uferbereich eines Gewässers vor. Viele Corixidae-Arten wiederum findet man ausschließlich an submerser Vegetation. Und *Laccobius*-Arten verkriechen sich gern in hohlen Pflanzenstängeln. Man muss also die Biologie der Arten gut kennen, um repräsentative Ergebnisse zu erhalten.

In den Rheinauen kommt noch hinzu, dass das Vorkommen etlicher Arten auch an den Wasserstand gebunden ist. Als typische Hochwasserart gilt *Rhantus consputus*. Sinkt der Wasserstand unter ein mittleres Niveau, verkriechen sich die Tiere unter feuchten Pflanzenteilen an Land (KÖGEL 1987). Wenn man das Vorkommen der Art in Abhängigkeit vom Wasserstand aufträgt, sieht man, dass bei einem Pegelstand unter etwa 3,30 m keine Tiere mehr gefunden werden. Dies ist bei Arten, die nicht auf den Wasserstand reagieren, nicht der Fall, wie die gleiche Auswertung für *Rhantus suturalis* zeigt (Abb. 14). Die Art ist bei allen Pegelständen etwa gleich häufig und fehlt nur bei extrem niedrigen Wasserständen, weil die Tiere dann die meist extrem eutrophen Restwasserflächen verlassen. Bei ausgesprochenen Hochwassersituationen verweilen die Tiere wahrscheinlich in tieferen, hier nicht besammelten Wasserschichten.

Wegen dieser Abhängigkeit des Vorkommens bestimmter Arten von abiotischen Faktoren sollte bei vergleichenden Untersuchungen überprüft werden, ob es bei wichtigen Faktoren relevante Unterschiede in den verglichenen Zeiträumen gab. In den Rheinauen gehören die Pegelstände zu diesen Faktoren. Ein Vergleich der Zeiträume 1979-1982 und 2015-2017 zeigt, dass es keine auffälligen Unterschiede gab (Abb. 15). In beiden Untersuchungszeiträumen wurden Hochwasserspitzen von über 7,00 m und Niedrigwasserstän-

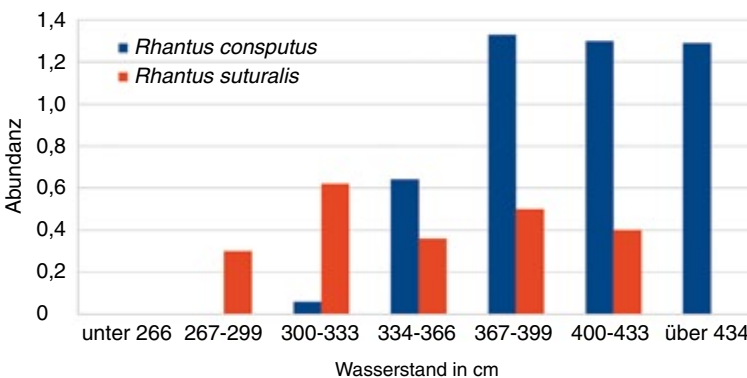


Abbildung 14. Abundanz von zwei *Rhantus*-Arten in Abhängigkeit vom Wasserstand. Einbezogen wurden alle halbquantitativen Aufsammlungen im Untersuchungszeitraum 2015-2017. Während *R. consputus* nur bei hohen Wasserständen gefunden werden konnte, ist für *R. suturalis* keine Präferenz des Vorkommens in Abhängigkeit vom Wasserstand erkennbar. n = 3 (unter 266 cm), 10 (267-299 cm), 17 (300-333 cm), 11 (334-366 cm), 6 (367-399 cm), 5 (400-433 cm), 7 (über 434 cm).

de unter 3,00 m gemessen, jeweils bezogen auf den Pegel Speyer. Erwähnenswert ist, dass es im Zeitraum 1979-1982 mehr Hochwasserspitzen über 4,00 m gab und dass in der zweiten Hälfte der Jahre 2015 und 2016 besonders niedrige Wasserstände um 2,00 m gemessen wurden. Nach jetzigem Kenntnisstand ist aber nicht davon auszugehen, dass dies Auswirkungen auf den Artenbestand während eines gesamten Untersuchungszeitraums gehabt hat.

Ebenfalls wichtig für das Überleben von Populationen sind die winterlichen Tiefstwerte der Temperatur, insbesondere für Arten, die an Land überwintern. Aber auch im Wasser überwintrende Arten können betroffen sein, wenn die Gewässer bis auf den Grund „durchfrieren“. Hier zeigt die Analyse, dass die Winter in den Jahren 1979-1982 deutlich kälter waren als 2015-2017. An der Wetterstation Mannheim wurden in den 5 Jahren bis zum Abschluss der jeweiligen Untersuchungsreihe dieser Arbeit folgende Extremwerte gemessen (DWD 2018):

Winter	1977/78	-22,4 °C	2012/13	-13,5 °C
Winter	1978/79	-23,1 °C	2013/14	-8,6 °C
Winter	1979/80	-13,7 °C	2014/15	-10,0 °C
Winter	1980/81	-17,9 °C	2015/16	-10,4 °C
Winter	1981/82	-23,2 °C	2016/17	-15,0 °C
Durchschnitt		-20,1 °C		-11,5 °C

Die Werte, in einem Abstand von 35 Jahren ermittelt, machen eindrücklich, welche Auswirkungen die Klimaerwärmung gerade bei den winterlichen Extremwerten hat. Frostempfindliche bzw. wärmeliebende Arten werden durch diese Entwicklung begünstigt. Im Untersuchungsgebiet könnte dies die Zunahme von *Laccophilus ponticus* verursacht haben (siehe Kapitel 5.2), der als „thermophil“ bezeichnet wird (KLAUSNITZER 1996). Ansonsten können, nach jetzigem Kenntnisstand, keine Veränderungen der Bestände von Wasserkäfern und -wanzen auf die wesentlich milderen winterlichen Extremwerte in den Jahren 2012-2017 zurückgeführt werden.

Auf der anderen Seite verursachen sehr hohe Temperaturen Stress bei den Lebewesen und veranlassen beispielsweise aquatische Organismen, ein Gewässer zu verlassen – falls sie zur Migration befähigt sind. In den Auengewässern wurden teilweise bis 37,5 °C im oberflächennahen Wasser gemessen. Ein damit einhergehender geringer Sauerstoffgehalt ist für viele Organis-

men, die das Wasser nicht verlassen haben bzw. können, letal. So wurden dann z.B. verendete Corixiden, Hydrophiliden (Abb. 16) und Fische gefunden.

Hohe Temperaturen führen auch häufig zu kräftigen Algenblüten, durch die sich das Wasser grasgrün verfärbt (Abb. 17). Dadurch kommt es zwar tagsüber zu Sauerstoff-Übersättigung, aber nachts herrscht Sauerstoffmangel. Auch eine sich oft im Sommer bildende Wasserlinsendecke (Abb. 18) veranlasst flugfähige Tiere, das Wasser zu verlassen. Denn unter einer sehr dichten Pflanzendecke herrscht nahezu völlige Dunkelheit im Wasserkörper, was wiederum zu Sauerstoffzehrung und Entwicklung von Faulschlamm führt.

Überhaupt ist Faulschlamm mit den bekannten negativen Folgen eines der großen Probleme in vielen Gewässern der untersuchten Rheinauen. Das könnte seine Gründe in selteneren Hochwasser-Ereignissen haben, die sonst zu einem „Ausräumen“ der Schluten und Weiher durch die Wasserströmung führen. Faulschlamm könnte Folge einer höheren Primärproduktion wegen erhöhter Jahres-Durchschnittstemperaturen sein (Klimawandel). Aber auch eine geringere Nutzung der gebildeten Biomasse durch Vögel oder andere Organismen, wie sie REICHHOLF für die Innstauseen beschrieben hat (REICHHOLF 1993), könnte sich darin widerspiegeln. Letztlich soll im Kapitel 7.3 noch die Rolle des Totholzes in diesem Zusammenhang diskutiert werden.

Auch das Sukzessionsstadium der untersuchten Gewässer kann in Bezug auf die Faulschlamm-bildung eine Rolle spielen. Zwischen den Untersuchungszeiträumen lagen immerhin 35 Jahre. Die Ketscher Wasserbausenke wurde beispielsweise kurz vor dem ersten Untersuchungszeitraum neu angelegt. Es wäre also ganz natürlich, wenn sich ihr Charakter und damit die Artenzusammensetzung in diesem Zeitraum verändert hat (siehe auch Kapitel 7.3).

All das kann das Vorkommen von Arten beeinflussen und muss bei der Interpretation von Sammelergebnissen berücksichtigt werden (vgl. KOCH 1972). Gerade die Rheinauen sind wegen sich beständig ändernder abiotischer Faktoren, etwa dem stark schwankenden Wasserspiegel, ein Lebensraum von hoher Instabilität, was wiederum zu starken Fluktuationen bei Zu- und Abwanderung von Arten führt (siehe DANNAPFEL 1980).

Die komplexe Populationsdynamik vieler Arten, die deren jährliches Vorkommen beeinflusst, kommt hinzu. Man weiß schon lange, dass es

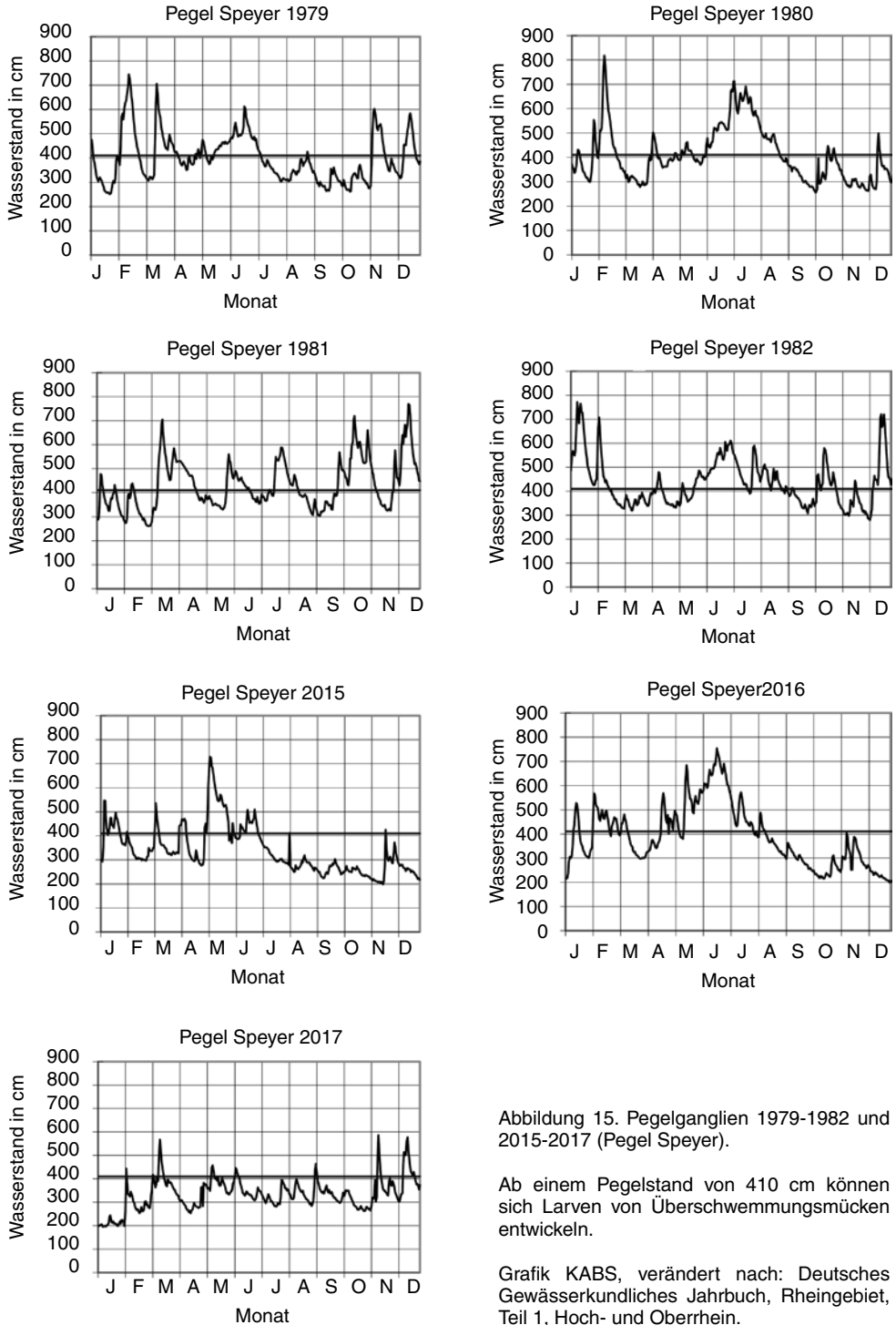


Abbildung 15. Pegelganglinien 1979-1982 und 2015-2017 (Pegel Speyer).

Ab einem Pegelstand von 410 cm können sich Larven von Überschwemmungsmücken entwickeln.

Grafik KABS, verändert nach: Deutsches Gewässerkundliches Jahrbuch, Rheingebiet, Teil 1, Hoch- und Oberrhein.



Abbildung 16. Am 6. August 2015 wurde in der Ketscher Wasserbausenke eine Temperatur des oberflächennahen Wassers von 35 °C gemessen. Auf der Wasseroberfläche treibend konnten tote Wassertiere entdeckt werden, etwa kleine Fische, *Notonecta* oder Corixidae. Auch dieser *Hydrochara caraboides* könnte Opfer von Hitzestress geworden sein.



Abbildung 17. Bei sonnigem, heißem Wetter kommt es immer wieder zu Algenblüten, die das Wasser intensiv grün färben, hier am 26. August 2015 in der Ketscher Wasserbausenke.



Abbildung 18. Im Hochsommer sind manche Auentümpel von einem dichten Wasserlinsenteppich bedeckt, der fast kein Licht in den Wasserkörper gelangen lässt. Hier die Tongruben bei Rheinhausen am 28. Juli 2015.

„gute Jahre“ mit großen Individuenzahlen gibt, gefolgt von oft mehreren Jahren mit geringem Vorkommen bestimmter Arten. Bei zahlreichen Arten kann es sogar zu ausgesprochenen Kalamitäten kommen. REICHHOLF hat das bei der Traubenkirschengespinstmotte untersucht und konnte zeigen, wie differenziert die populationsdynamischen Zusammenhänge sind (REICHHOLF 2008, 2018).

Auch in den Rheinauen muss mit natürlichen Schwankungen im Vorkommen bestimmter Arten gerechnet werden. *Berosus signaticollis* gehört offensichtlich hierzu. In den Jahren 2015 und 2016 fehlte er nahezu vollständig, sodass von einem „Verschwinden“ dieser im Untersuchungszeitraum 1979-1982 weit verbreiteten Art ausgegangen werden musste. Im Jahr 2017 war er dann wieder zu allen Jahreszeiten in Anzahl überall vertreten (Abb. 19). Andere Arten wie etwa *Hydroporus palustris* zeigen zwar hinsicht-

lich der monatlichen Sammelergebnisse größere Schwankungen, in Bezug auf den mehrjährigen Gesamtzeitraum hingegen eine gewisse Konstanz ihres Vorkommens (Abb. 20).

Diese Faktoren und ihre Dynamik müssen berücksichtigt werden, wenn man Faunenvergleiche über einen längeren Zeitraum macht. Das führt wieder zu der eingangs aufgeworfenen Frage, ob genügend lange untersucht wurde. Mit absoluter Sicherheit wird man das bei keiner vergleichenden faunistischen Erfassung beantworten können. Aber die hier vorgestellten Auswertungen und Diagramme zeigen, dass anhand der Aufsammlungen Aussagen über biologisch-ökologische Zusammenhänge gemacht werden können. Das wiederum ist ein Indiz dafür, dass das vorhandene Datenmaterial groß genug ist, auch darüber hinausgehende Schlussfolgerungen zu ziehen, etwa über eine mögliche Veränderung des Artenbestandes. Insofern ist davon

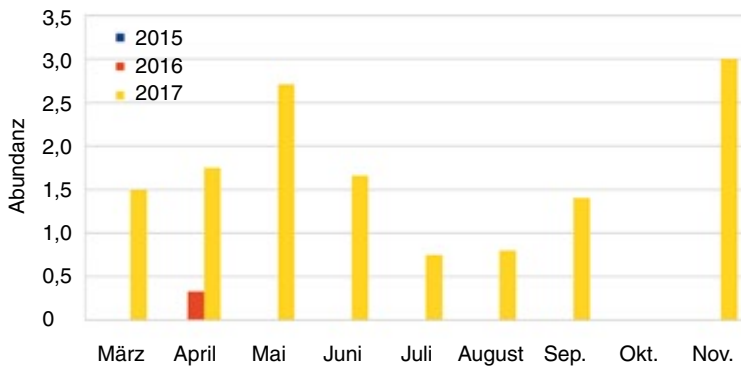


Abbildung 19. Auch wenn die Zahl der Aufsammlungen in den Jahren 2015 und 2016 deutlich geringer war als 2017, ist auffällig, dass *Berosus signaticollis* in den beiden ersten Jahren nur einmal gefunden werden konnte, nämlich am 28. April 2016 in der Ketscher Wasserbausenke. Im Jahr 2017 zählte er fast immer und überall zu den häufigeren Arten.

n pro Jahr siehe Abb. 20. Für 11 Monate der Jahre 2015 und 2016 liegen keine Sammeldaten vor.

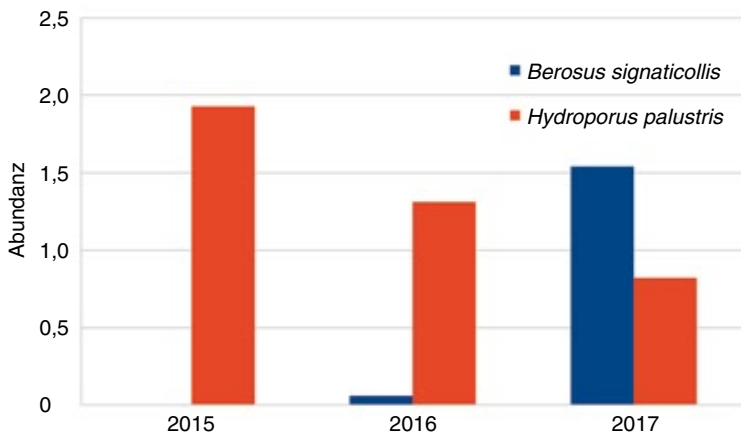


Abbildung 20. Abundanz von *Berosus signaticollis* und *Hydroporus palustris* in 3 Jahren. Während *H. palustris* in allen Jahren in „ordentlicher Zahl“ gefunden werden konnte, fehlte *B. signaticollis* in den beiden ersten Jahren fast vollständig. n = 7 (2015), 16 (2016), 36 (2017).

auszugehen, dass die Dauer der Untersuchungen ausreichend ist.

5.2 Könnten signifikante Änderungen der Fauna festgestellt werden?

Um diese Frage beantworten zu können, sollen zunächst die in den Jahren 1979-1982 und 2015-2017 nachgewiesenen Arten verglichen werden. Es ist nicht davon auszugehen, dass die insgesamt 86 nachgewiesenen Arten eine komplette, eindeutige Bestandserfassung der Wasserkäfer und -wanzen in den untersuchten Gebieten darstellen, auch deshalb nicht, weil es für ein Ökosystem keinen „fertigen Endzustand“ gibt, sondern stets alles im Wandel ist (REICHHOLF 2017). Dennoch erlauben die sogenannten Arten-Zeit-Kurven einen recht guten Einblick, wie sich der Artenbestand eines Gebietes entwickelt hat (Abb. 21). Um diese Kurven zu ermitteln, wurden für jeden Sammelzeitraum die kumulierten Artenzahlen aus den Tabellen 1 und 2 eingetragen.

Wert 1 in Abbildung 21 gibt an, wie viele Arten am 1. Tag gefunden wurden, bei Wert 2 kommen die Arten hinzu, die am 2. Tag neu gefunden wurden, bei Wert 3 diejenigen, die am 3. Tag neu waren usw. Die Kurve nähert sich asymptotisch einem Grenzwert an, der für die Gesamtartenzahl des Gebiets im Untersuchungszeitraum steht. Ist dieser Wert erreicht, ergeben auch zusätzliche Aufsammlungen keine neuen Arten mehr. Sehr schön haben das die Untersuchungen der Jahre 2015-2017 gezeigt, bei denen ab dem 54. Sammeltag bis hin zum Ende der Untersuchungen am 73. Tag keine neue Art mehr hinzu kam. Die Kurven aus den Jahren 1979-1982 und 2015-2017 (Abb. 21) erreichen einen Wert von 78 bzw. 70 Arten. Dass sie sich nicht gleichförmig dem Plateau annähern, sondern Schwankungen zeigen, liegt daran, dass die zugrunde liegenden Sammelergebnisse stark vom Wasserstand, der Jahreszeit und anderen Faktoren abhängen (vgl. Kapitel 5.1). Man beachte, dass sich die Aufsammlungen über mehrere Jahre erstreckten.

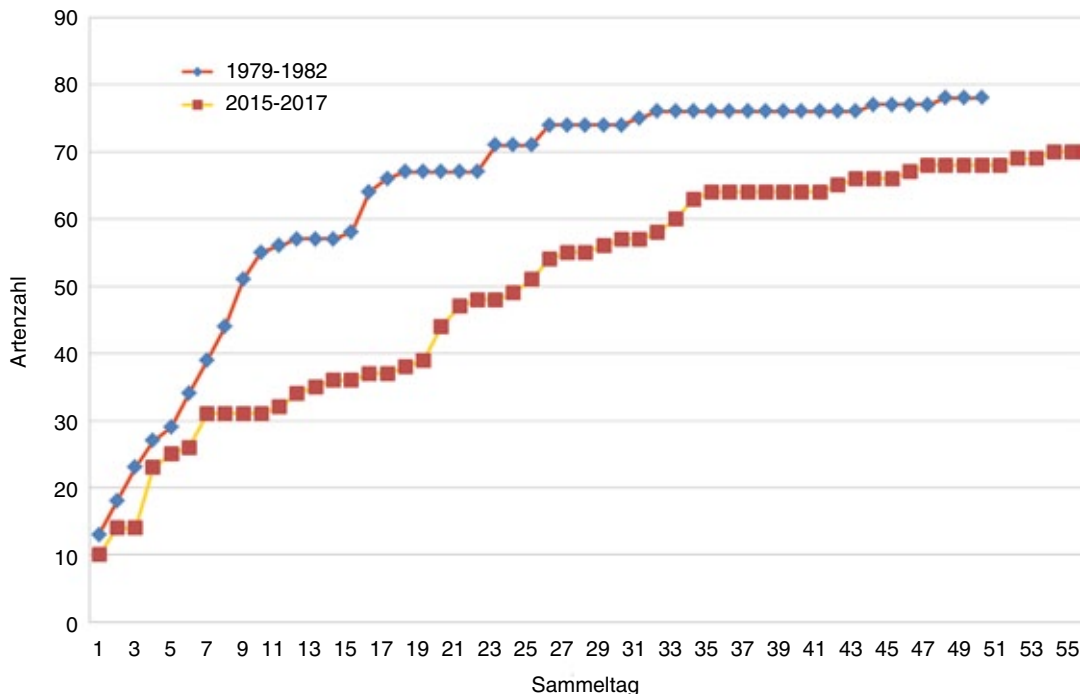


Abbildung 21. Arten-Zeit-Kurven für die beiden Sammelperioden 1979-1982 (50 Sammeltage) und 2015-2017 (insgesamt 73 Sammeltage, vgl. Text). Die Kurve für 1979-1982 steigt etwas steiler an und erreicht einen Plateauwert für die Artenzahl von 78, der Plateauwert der Kurve für 2015-2017 ist 70.

Dass die Kurve aus den Jahren 1979-1982 rascher dem Plateau entgegenstrebt, wird als Hinweis gewertet, dass eine ganze Reihe von Arten in der Vergangenheit häufiger waren (s.u.), die Wahrscheinlichkeit, diese Arten zu finden, also höher lag.

Die Differenz des Plateau-Wertes zwischen beiden Aufsammelungsperioden beträgt 78 (Jahre 1979-1982) minus 70 (Jahre 2015-2017), also 8 Arten. Das entspricht bei der insgesamt festgestellten Artenzahl von 86 annähernd 10 %, was wiederum bedeutet, dass vorliegende Untersuchungen in den Rheinauen einen Artenschwund von etwa 10 % ergeben haben. Die Rheinauen der Oberrheinebene sind trotz aller bisherigen Eingriffe insgesamt ein weitgehend natürliches bzw. naturnahes Ökosystem. Dass auch hier der überall in Mitteleuropa festzustellende Artenschwund nachgewiesen werden kann, ist ein alarmierendes Zeichen.

In anderen Lebensräumen und weltweit ist der Artenschwund oft noch wesentlich gravierender. REICHHOLF (2017) berichtet über einen Verlust von über 50 % der nachtaktiven Schmetterlingsarten in den Feldfluren seit den 1970er-Jahren und eine Abnahme der Häufigkeit von über 80 %. Die durchschnittliche Menge von in Lichtfallen gefangenen Insekten (ohne Schmetterlinge) am Ortsrand sank seit den Jahren 1969-1974 im Vergleich zu heute sogar um 95 %! Allerdings berichtet auch REICHHOLF bei den Schmetterlingen davon, dass im Auwald das Verschwinden von Arten bei weitem nicht so stark ist wie in der Flur.

Aus den Sammelergebnissen lässt sich noch mehr ablesen als nur pauschale Aussagen über das Arteninventar einst und jetzt. Um aber Verbreitungstrends bestimmter Arten bewerten zu können, müssen diese Arten genügend oft gefunden worden sein. Deshalb wurden für Tabelle 4 all jene Arten ausgewählt, die in beiden Sammelerperioden insgesamt häufiger als sechsmal gefunden wurden. Das trifft für 47 Arten zu. In den ersten beiden Spalten von Tabelle 4 werden die Funde in den Jahren 1979-1982 denen von 2015-2017 gegenüber gestellt. Da die Zahl der Aufsammlungen einen hohen Einfluss auf die Zahl der Funde hat, wird in den beiden rechten Spalten die „Zahl der Funde pro Aufsammlung“ für beide Zeiträume miteinander verglichen. Zudem sind alle Arten farbig hinterlegt, bei denen dieses zweite Verhältnis um den Faktor 3 oder mehr differiert. Nur diese Arten sollen in der Folge betrachtet werden, da geringere Unterschiede keine belastbare Aussage zulassen.

Bei denjenigen Arten, die in der Gegenwart um den Faktor 3 oder mehr abgenommen haben, beträgt dieses Verhältnis:

	1979-1982		2015-2017	Annahme in %
<i>Hygrotus inaequalis</i>	0,46	zu	0,10	78
<i>Colymbetes fuscus</i>	0,12	zu	0,014*	88
<i>Spercheus emarginatus</i>	0,12	zu	0,014*	88
<i>Laccobius minutus</i>	0,22	zu	0,04	82
<i>Enochrus testaceus</i>	0,14	zu	0,04	71
<i>Berosus frontifoveatus</i>	0,10	zu	0,03	70
<i>Cymatia coleoprata</i>	0,30	zu	0,014*	95
<i>Hesperocorixa linnaei</i>	0,12	zu	0,04	67
<i>Sigara falleni</i>	0,30	zu	0,10	67
<i>Gerris odontogaster</i>	0,16	zu	0,03	81

* Hier wurde wegen der kleinen Zahlen eine Dezimale mehr benutzt.

Bei allen Arten wird der Bestandsrückgang als signifikant angesehen. *Hygrotus inaequalis*, *Colymbetes fuscus*, *Spercheus emarginatus*, *Cymatia coleoprata* und *Gerris odontogaster* wurden in der Vergangenheit sogar zu den 29 „besonders häufigen Arten in den Stillgewässern der Rheinauen“ gezählt (KÖGEL 1984a).

Der Versuch, den Rückgang der Arten über ihre Biotoppräferenzen und mögliche Veränderungen der untersuchten Auenbereiche zu erklären, führt zu keinen befriedigenden Ergebnissen. *Laccobius minutus* („acidophil“), *Cymatia coleoprata* („Moorgewässer“) und *Gerris odontogaster* („saure Stillgewässer“) wird eine gewisse Vorliebe für das saure Milieu zugesprochen (KLAUSNITZER 1996 und STRAUSS & NIEDRINGHAUS 2014). Zwar wurden in der Gegenwart keine Bestimmungen des pH-Wertes vorgenommen, aber durch die festgestellte stärkere Eutrophierung mit Faulschlamm-Bildung ist anzunehmen, dass dieser gestiegen ist. Es könnte also durchaus sein, dass einige acidophile Arten die Auengewässer aus diesem Grund nicht mehr so attraktiv finden.

Einige andere der Arten, deren Bestand abgenommen hat, werden als „iliophil“, also schlammliebend, bezeichnet. Es sind dies *Hygrotus inaequalis*, *Colymbetes fuscus* und *Enochrus testaceus* (KLAUSNITZER 1996). Meine Kenntnisse der Gebiete gehen allerdings von einer Zunahme der Schlamm- bzw Detritus-Bildung aus, sodass eine Abnahme von Arten mit solchen Habitatpräferenzen rätselhaft bleibt.

Den 10 Arten mit deutlichem Bestandsrückgang stehen 2 Arten gegenüber, die im Vergleich zu früher deutlich zugenommen haben, nämlich:

	1979- 1982	zu	2015- 2017	Zunahme in %
<i>Graptodytes pictus</i>	0,02	zu	0,08	75
<i>Laccophilus ponticus</i>	0,04	zu	0,21	81

Hydrometra stagnorum ist bei diesen Betrachtungen nicht berücksichtigt, da die „Zunahme“ lediglich darauf beruht, dass in der Vergangenheit nicht alle Funde protokolliert wurden. *Graptodytes pictus* wird als „iliophil“ bezeichnet, während bei *L. ponticus* „Moorgewässer“ genannt sind (KLAUSNITZER 1996). Den im Bestand zunehmenden Arten sind also gleiche Biotoppräferenzen zugeordnet wie den abnehmenden. Das verdeutlicht, wie problematisch es ist, für das Verschwinden oder Zuwandern von Arten bestimmte abiotische Faktoren verantwortlich zu machen. Vor diesem Hintergrund muss auch die Aussage, dass die Zunahme von *L. ponticus* auf die Klimaerwärmung zurückgeführt werden kann, mit einem Fragezeichen versehen werden. Festgestellt werden muss vielmehr, dass keine pauschal befriedigende Antwort gegeben werden kann, warum 10 Arten in ihrem Bestand stark abnehmen, zwei andere dagegen zunehmen.

Betrachten wir nun die Arten, die in einem der Untersuchungszeiträume ganz fehlten (in Tab. 3 mit X gekennzeichnet). Auch hier sei zunächst davon ausgegangen, dass Arten, die insgesamt weniger als dreimal gefunden wurden, so selten sind, d.h. wegen geringer Populationsdichte oder durch spezielle Einnischung schwer zu finden, dass sie einer bereits angesprochenen, nicht quantifizierbaren „Fehlerquote“ zuzurechnen sind. Dann bleiben 6 Arten, die im entsprechenden Vergleichszeitraum nicht nachgewiesen werden konnten:

<i>Haliplus flavicollis</i>	4 Funde 1979-1982, fehlte 2015-2017
<i>Haliplus immaculatus</i>	3 Funde 1979-1982, fehlte 2015-2017
<i>Hygrotus decoratus</i>	3 Funde 1979-1982, fehlte 2015-2017
<i>Hydroporus planus</i>	3 Funde 1979-1982, fehlte 2015-2017
<i>Hesperocorixa sahlbergi</i>	3 Funde 2015-2017, fehlte 1979-1982
<i>Gerris asper</i>	3 Funde 1979-1982, fehlte 2015-2017

Bemerkenswert an dieser Auflistung ist, dass hier 2 *Haliplus*-Arten genannt sind. Wenn man die Funddaten genauer analysiert, stellt man fest, dass auch die anderen Vertreter der Gattung abgenommen haben: 1979-1982 wurden bei 24 Aufsammlungen *Haliplus*-Arten gefunden, das entspricht 48 % aller Aufsammlungen. 2015-2017 war dies nur bei 22 Aufsammlungen der Fall, was lediglich 30 % aller Aufsammlungen in dieser Zeitspanne entspricht. Dies spiegelt sich auch wider, wenn man die entsprechenden Zahlen auf Artenniveau betrachtet (Abb. 22): Alle Arten haben abgenommen oder sind ganz verschwunden.

Da Wasserretreter, mit Ausnahme von *Peltodytes*, im Freiland nicht unterschieden werden können und damit keine halbquantitativen Häufigkeitsangaben auf Artenniveau möglich sind, können nur pauschale Aussagen gemacht werden. So fällt auf, dass Halipliden im Gebiet Oberhausen, wo sie in der Vergangenheit teilweise „regelmäßig“ vorkamen, in den Jahren 2015-2017 gar nicht mehr gefunden wurden. Oft wurden im Untersuchungszeitraum 1979-1982 mehrere Arten nebeneinander gefunden, am 12.10.1979 in Rheinhausen sogar alle 4 Arten gemeinsam. Wenn man dann noch den Umstand bewertet, dass beide im Zeitraum 2015-2017 nicht mehr nachweisbaren Arten 1979-1982 jeweils in drei verschiedenen Jahren, *H. flavicollis* sogar in zwei verschiedenen Gebieten, nachgewiesen wurden, bleibt nur die Schlussfolgerung, dass das Fehlen der Arten als besonders auffällig zu bewerten ist, also nicht durch eine „Fehlerquote“ erklärt werden kann. Da 1979-1982 lediglich 4 *Haliplus*-Arten nachgewiesen werden konnten, ist der Ausfall von zwei Arten in den Jahren 2015-2017, verbunden mit einem generellen Rückgang von Vertretern der Gattung (Abb. 22), als alarmierend zu bezeichnen. Das gilt umso mehr, als DANNAPFEL (1980) *H. fluviatilis* und *H. ruficollis* zu den

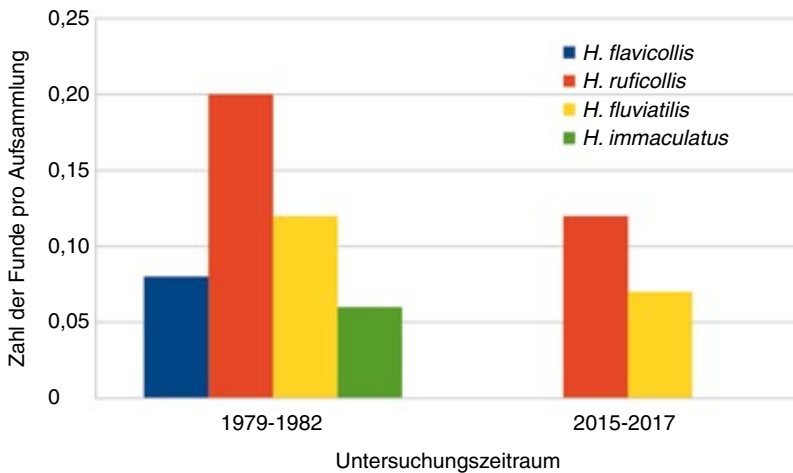


Abbildung 22. Häufigkeit der *Haliplus*-Arten in den beiden Untersuchungszeiträumen. *H. ruficollis* und *H. fluviatilis* wurden 2015-2017 deutlich seltener gefunden, *H. flavicollis* und *H. immaculatus* konnten gar nicht mehr nachgewiesen werden. n = 50 (1979-1982), 73 (2015-2017).

15 besonders häufigen Wasserkäfern der Altwasser des mittleren Oberrheins zählt.

Der Grund für die festgestellte Abnahme bzw. das Verschwinden dürfte eine verringerte Verfügbarkeit der bevorzugten Nahrung sein. Wassertreter gelten allgemein als algophag, d.h. sie ernähren sich bevorzugt von Algen, Fadenalgen bei der Untergattung *Haliplinus* (KLAUSNITZER 1996). KOCH (1972) schreibt, dass das Auftreten der Halipliden „allzusehr von dem Vorhandensein ihrer Nahrung, der Fadenalgen, abhängig ist“. Insbesondere die Larven gelten als „obligat algophag“, bei den Imagines von *H. immaculatus* und *H. ruficollis* ist der Anteil an Algennahrung (im Freiland 55 bzw. 78,5 %) besonders hoch (SEEGER 1971). Gerade die Fadenalgen konnten aber nicht mehr so häufig in den untersuchten Gewässern festgestellt werden wie in der Vergangenheit.

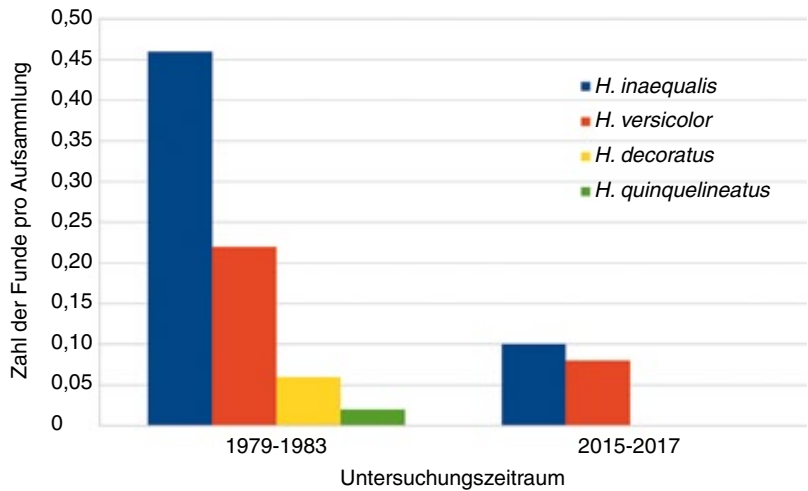
Und noch eine weitere Gattung, nämlich *Hygroetus*, soll an dieser Stelle genauer betrachtet werden. In Abbildung 23 ist die „Zahl der Funde pro Aufsammlung“ in den beiden Untersuchungszeiträumen für alle 4 Arten des Untersuchungsgebietes dargestellt. Bei *Hygroetus inaequalis* ist die Abnahme um 78 % bemerkenswert. Es ist eine weit verbreitete Art, die von DANNAPFEL (1980) zu den 15 besonders häufigen Arten in den Altwassern des Oberrheins gezählt wird. Aber auch die Bestände von *H. versicolor* haben deutlich abgenommen, und die schon 1979-1982 seltenen *H. decoratus* und *H. quinquelineatus* konnten 2015-2017 gar nicht mehr nachgewiesen werden. *H. decoratus* gilt als acidophile Art, deren Bestände

in Sachsen-Anhalt als rückläufig bezeichnet werden (DETTNER & KEHL 2015). *H. quinquelineatus* ist eine seltene Art, die DANNAPFEL (1980) nicht in den Altwassern des mittleren Oberrheins nachweisen konnte.

Über den Rückgang bzw. das Verschwinden aller Arten der Gattung kann nur gerätselt werden. Der Grund sollte wohl nicht in speziellen ökologischen Ansprüchen bestimmter Arten gesucht werden, sondern könnte auf Gemeinsamkeiten beruhen, die die ganze Gattung auszeichnen. Über die Ernährung von Imagines und Larven ist aber kaum etwas bekannt. KÖGEL (1984a) fand heraus, dass die Imagines von *H. inaequalis* keine effektiven Prädatoren von Stechmückenlarven sind und vermutet Cladocera als wichtige Nahrungsquelle. Die Larven von *H. inaequalis* und *H. decoratus* erbeuteten dagegen bevorzugt Stechmückenlarven.

Zu den drei anderen in der Auflistung genannten Arten, die im Vergleichszeitraum nicht nachgewiesen werden konnten, kann folgendes festgehalten werden: *Hydroporus planus* hatte im Jahr 1980 offensichtlich eine Population im Gebiet Brühl aufgebaut, da er dreimal dort gefunden wurde. Davor und danach konnte die Art jedoch nie wieder in den hier behandelten Gebieten nachgewiesen werden. In anderen Gewässern der Oberrheinebene wurde sie allerdings öfter gefunden (KÖGEL 1984a). Auch das Fehlen von *Hesperocorixa sahlbergi* in der Vergangenheit kann nicht schlüssig bewertet werden. Die Art war damals in anderen Gewässern der Oberrheinebene durchaus vertreten (KÖGEL 1984a).

Abbildung 23. Häufigkeit der *Hygrotus*-Arten in den beiden Untersuchungszeiträumen. *H. inaequalis* und *H. versicolor* wurden 2015-2017 deutlich seltener gefunden, *H. decoratus* und *H. quinquelineatus* konnten gar nicht mehr nachgewiesen werden.
 n = 50 (1979-1982), 73 (2015-2017).



Bemerkenswerter ist dann wieder der Ausfall von *Gerris asper* in den Jahren 2015-2017, der 1979-1982 in zwei Jahren und drei Gebieten gefunden wurde. Das auch deshalb, weil eine andere *Gerris*-Art, *G. odontogaster*, zu den Arten zählt, die auffällig abgenommen haben. Damit sind in dieser Gattung mit fünf im Untersuchungsgebiet nachgewiesenen Arten zwei Arten von auffälligen Bestandsrückgängen betroffen.

Gerris asper ist eine süd- und südosteuropäische Art, die in Süddeutschland ihre nördlichsten Vorkommen hat (STRAUSS & NIEDRINGHAUS 2014). In solchen Randgebieten der Verbreitung sind Populationschwankungen nichts Ungewöhnliches und sollten wohl nicht zu stark bewertet werden (siehe aber auch Kapitel 7).

Insgesamt zeigt sich, dass ein Rückgang der Artenvielfalt in den untersuchten Gebieten zu verzeichnen ist (etwa 10 %) und dass einige Gattungen, wie *Haliplus* und *Hygrotus*, davon stärker betroffen sind.

5.3 Was sagen die Daten über den Einfluss der Stechmückenbekämpfung aus?

Um diese Frage zu beantworten, muss zunächst unterschieden werden zwischen direkter und indirekter Einwirkung. Das zur Stechmückenlarven-Bekämpfung eingesetzte Mittel Bti wurde umfassend auf mögliche Beeinträchtigung von anderen Organismen überprüft (BECKER & MARGALIT 1993, TIMMERMANN & BECKER 2017). Die Ergebnisse belegen, dass direkte Schäden bei

Wasserkäfern und -wanzen ausgeschlossen werden können.

Schwieriger sind indirekte Auswirkungen festzustellen. Die Wechselbeziehungen in einem Ökosystem sind äußerst komplex, und manchmal gibt es gegenseitige Beeinflussungen an ganz unerwarteter Stelle. Dennoch kann mit gewisser Sicherheit davon ausgegangen werden, dass auf der Ebene der Nahrungsbeziehungen die stärksten Abhängigkeiten bestehen. Das heißt in unserem Fall, wenn durch Bekämpfungsmaßnahmen die Stechmückenlarven stark abnehmen, sollten an erster Stelle diejenigen Arten negativ davon betroffen sein, die sich zu einem großen Teil von Stechmückenlarven ernähren.

Bereits zu Beginn der Stechmückenbekämpfung in den 1970er-Jahren wurde in einer detaillierten Studie der Prädatorenkomplex der Stechmückenlarven untersucht (KÖGEL 1984a). Als wichtigste Fressfeinde der *Aedes-vexans*-Larven wurden damals folgende Wasserkäfer festgestellt (unter den Wasserwanzen haben sich keine Arten auf diese Beutetiere spezialisiert): *Rhantus consputus*, *Rhantus suturalis* (= *pulverosus*), *Hydrochara* (= *Hydrophilus*) *caraboides* sowie (mit untergeordneter Bedeutung) *Hydroporus palustris* und *Coelambus impressopunctatus* (Abb. 24). Im Folgenden soll deshalb die Populationsentwicklung speziell dieser Arten betrachtet werden.

Rhantus consputus (STURM, 1834)

Diese Art wurde, neben *Mesostoma* sp. (Abb. 24), als wichtigster Fressfeind von *Aedes*-Larven

ausgemacht. Bemerkenswert ist nicht nur die hohe Spezialisierung auf *Aedes*-Larven als Nahrung, sondern auch das Durchlaufen des Entwicklungszyklus in den gleichen Lebensräumen und in der gleichen kurzen Zeit der Wasserführung in den Hochwasserschloten (KÖGEL 1987). Damals war die Art in den Auen der nördlichen Oberrheinebene „verbreitet“ mit „regelrechten Massenvorkommen an mehreren Fundstellen“. Für die vier Untersuchungsgebiete dieser Arbeit stellt sich die Populationsentwicklung wie folgt dar: In den Jahren 1979-1982 wurde die Art insgesamt an 7 Sammeltagen gefunden, davon drei halbquantitative Aufsammlungen mit den Häufigkeiten „selten“, „regelmäßig“ und „gemein“ (jeweils 1-mal). 2015-2017 wurde die Art insgesamt an 17 Sammeltagen gefunden, davon 16 halbquantitative Aufsammlungen mit den Häufigkeiten „selten“ (8-mal), „vereinzelt“ (2-mal), „regelmäßig“ (3-mal), „regelmäßig bis häufig“ (2-mal) und „häufig bis gemein“ (1-mal). Wenn man aus diesen Werten den Quotienten „Funde pro Sammeltag“ bildet, erhält man für die Jahre 1979-1982 (50 Sammeltage) 0,14 und für 2015-2017 (73 Sammeltage) 0,23. Der Wert für die Abundanz (durchschnittliche Häufigkeit) beträgt für die Jahre 1979-1982 0,47 und für 2015-2017 0,55. Diese Werte zeigen, dass *Rh. consputus* unverändert häufig in den untersuchten Gebieten ist. Zieht man nur die „Funde pro Sammeltag“ heran,

kann sogar eine leichte Zunahme der Häufigkeit konstatiert werden. Dies ist vermutlich aber der Ungenauigkeit bei derartigen Freilanduntersuchungen zuzuschreiben. Auch die bereits in den Jahren 1979-1982 beobachteten „Massenvorkommen“ der Art wurden 2015-2017 festgestellt, etwa am 22. Juli 2016 in der Ketscher Wasserbausenke mit einer Populationsdichte bis zu 100 Imagines pro Quadratmeter (Abb. 25). Das kommt offensichtlich immer dann vor, wenn in den Hochwasserschloten, in denen die Imagines im Boden überdauern, beim Eintreffen einer neuen Hochwasserwelle besonders günstige Bedingungen herrschen (KÖGEL in Vorbereitung).

Rhantus suturalis (MACLEAY, 1825)

Bei dieser Art ist die Bindung an die Hochwasserschloten nicht so deutlich ausgeprägt wie bei *R. consputus*. Dennoch wurde sie in beiden Untersuchungszeiträumen regelmäßig in den entsprechenden Lebensräumen gefunden, mit einer auffälligen Zunahme der Häufigkeit zum Herbst hin. Insgesamt wurde *Rh. suturalis* in den Jahren 1979-1982 an neun Sammeltagen gefunden, 2015-2017 an 23 Sammeltagen. Wenn man aus diesen Werten den Quotienten „Funde pro Sammeltag“ bildet, erhält man für die Jahre 1979-1982 (50 Sammeltage) 0,18 und für 2015-2017 (73 Sammeltage) 0,32. Ähnlich wie bei *R. consputus* kann für diese Art sicher nicht von einer Abnahme ausgegangen werden.

Hydrochara caraboides (LINNAEUS, 1758)

Die Larven dieser Art erwiesen sich als besonders gefräßig in Bezug auf Stechmückenlarven. *Hydrochara caraboides* wird zudem häufig in Hochwasserschloten gemeinsam mit Stechmückenlarven angetroffen, kann am Boden ausgetrockneter Gewässer überdauern, hat eine sehr kurze Larvalentwicklung, ähnlich kurz wie Stechmücken, und seine Larven suchen ihre Beute zudem überwiegend an der Wasseroberfläche. Deshalb wird er zu den bedeutendsten Räubern der Stechmückenlarven gezählt (KÖGEL 1984a).

Insgesamt wurde *H. caraboides* in den Jahren 1979-1982 an 12 Sammeltagen gefunden, davon zwei halbquantitative Aufsammlungen mit den Häufigkeiten „selten“ und „regelmäßig“ (je 1-mal). 2015-2017 wurde die Art an insgesamt 22 Sammeltagen gefunden, alle Aufsammlungen halbquantitativ mit den Häufigkeiten „selten“ (17-mal), „vereinzelt“ (3-mal), „regelmäßig“ (1-mal) und „häufig“ (1-mal). Wenn man aus diesen

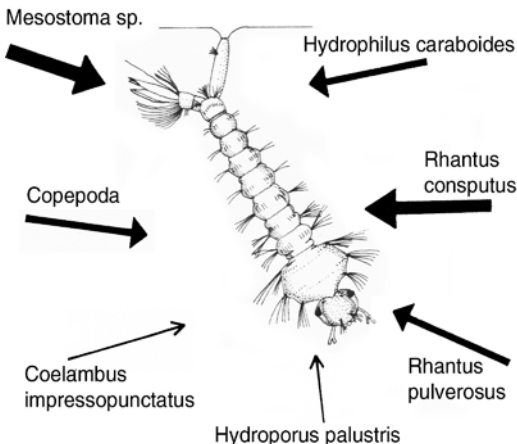


Abbildung 24. Die wichtigsten Prädatoren von Stechmückenlarven in einem typischen *Aedes*-Brutbiotop. Die Dicke der Pfeile gibt die Relevanz der verschiedenen Arten an. *Mesostoma* sp. und Copepoda wurden in dieser Arbeit nicht untersucht. (Aus: KÖGEL, 1984a).

Abbildung 25. Ein regelrechtes „Massenvorkommen“ der Art *Rhantus consputus* wurde am 22. Juli 2016 im südlich von der Ketscher Wasserbausenke abzweigenden Graben festgestellt (Abbildung 8). Diese Tiere in der Schöpfwanne wurden mit einem einzigen Kescherzug aus dem Wasser geholt. Sie fressen an den Überresten eines ertrunkenen Regenwurms.



Werten den Quotienten „Funde pro Sammeltag“ bildet, erhält man für die Jahre 1979-1982 (50 Sammeltage) 0,24 und für 2015-2017 (73 Sammeltage) 0,30. Der Wert für die Abundanz (durchschnittliche Häufigkeit) beträgt für die beiden Zeiträume 0,21 bzw. 0,51.

Auch diese Zahlen lassen eher eine Zunahme der Häufigkeit dieser Art vermuten.

***Hydroporus palustris* (LINNAEUS, 1761)**

Die Art wurde in den Jahren 1979-1982 26-mal gefunden (Quotient „Funde pro Sammeltag“: 0,52), 2015-2017 34-mal (Quotient: 0,47). In beiden Sammelperioden wurde sie an manchen Sammeltagen und -orten als „häufig“ oder sogar „gemein“ eingeordnet. *H. palustris* zählt also nach wie vor zu den besonders häufigen und charakteristischen Arten der Rheinauen.

Coelambus impressopunctatus

(SCHALLER, 1783)

Auch diese Art wurde in den Jahren 1979-1982 zu den „häufigsten Wasserkäfern“ gezählt, mit einem Verbreitungsschwerpunkt in temporären Stillgewässern (KÖGEL 1984a). Sie wurde damals 17-mal gefunden (Quotient „Funde pro Sammeltag“: 0,34), in den Jahren 2015-2017 16-mal (Quotient: 0,22) – im Jahr 2015 allerdings gar nicht.

Diese Zahlen erscheinen zunächst nicht „dramatisch“. Man muss sie allerdings vor dem Hintergrund sehen, dass andere weit verbreitete Arten

in den Jahren 2015-2017 im Allgemeinen häufiger nachgewiesen wurden als 1979-1982. Hierzu kommt bei *C. impressopunctatus*, dass er in den Jahren 2015-2017 jeweils nur in einem oder wenigen Exemplaren gefunden wurde. Das zeigen sehr schön die halbquantitativen Aufsammlungen: 1979-1982 wurde die Art 5-mal halbquantitativ erfasst, mit den Häufigkeiten „selten“ (1-mal), „vereinzelt“ (3-mal) und „regelmäßig“ (1-mal). 2015-2017 wurde die Art an insgesamt 16 Sammeltagen halbquantitativ erfasst, mit den Häufigkeiten „selten“ (14-mal) und „vereinzelt“ (2-mal). Sie konnte zwar regelmäßig gefunden werden, war aber fast immer „selten“. Der Wert für die Abundanz (durchschnittliche Häufigkeit) beträgt für die Jahre 1979-1982 0,53 und für 2015-2017 0,31.

Sowohl der Quotient „Funde pro Sammeltag“ als auch die Abundanz (durchschnittliche Häufigkeit) sind also gesunken. Damit lässt sich *C. impressopunctatus* nicht in die Reihe der soeben besprochenen Arten eingliedern, bei denen diese Quotienten gestiegen oder doch zumindest gleich geblieben sind (Abb. 26). Bei *C. impressopunctatus* muss also von einer Abnahme der Bestände ausgegangen werden. Dafür sprechen auch die subjektiven Sammelbefunde des Autors sowie die ökologischen Untersuchungen des Jahres 1976, bei denen eine Dichte von bis zu 10 Legebereiten, auf dem Land im damaligen Untersuchungsgebiet auf der Ketscher Rheininsel überwinterten Weibchen pro Quadratmeter ermittelt wurde.

Was diesen Rückgang verursacht hat, konnte nicht ermittelt werden. Mit den Angaben zum bevorzugten Lebensraum „Stillgewässer (u.a. temporäre Kleingewässer), iliophil“ bei KLAUSNITZER (1996), entspricht die Art vielen anderen in den Rheinauen häufigen Arten. Ein Zusammenhang mit der Stechmückenbekämpfung wird nicht gesehen, weil Arten, die wesentlich enger an Stechmückenlarven als Nahrung gebunden sind, in ihrer Häufigkeit nicht beeinträchtigt wurden. Zudem muss der Rückgang von *C. impressopunctatus* als „moderat“ bezeichnet werden, denn er taucht nicht in der Liste mit Arten auf, deren Rückgang als besonders auffällig angesehen wird (siehe Kapitel 5.2).

Zusammenfassend kann festgestellt werden: Durch die Bekämpfung der Stechmückenlarven in den Rheinauen wurden die Bestände der Wasserkäferarten, die sich bei entsprechendem Angebot zu einem großen Teil von Stechmückenlarven ernähren, nicht geschädigt. Das mag vor allem daran liegen, dass durch die Bekämpfungsmaßnahmen die *Aedes*-Larven nicht komplett aus dem Ökosystem entfernt werden können, sodass es immer Bereiche gibt, in denen diese Nahrungsquelle trotz Bekämpfung vorhanden ist. Zudem müssen die Prädatoren in hochwasserfreien Jahren mit Situationen zurechtkommen, in denen die Nahrungsquelle der vom Hochwasser abhängigen *Aedes*-Larven weitgehend ausfällt.

Nicht Gegenstand dieser Untersuchungen waren Copepoda (Hüpferlinge) und Turbellaria (Strudelwürmer), die sich ebenfalls von *Aedes*-Larven ernähren (Abb. 24). Nach subjektiven Befunden konnten Copepoda in den untersuchten Gewässern in ähnlicher Zahl gefunden werden wie in den Jahren 1979-1982. Turbellaria waren im Vergleich zum Untersuchungszeitraum 1979-1982 aber deutlich seltener geworden, insbesondere konnte die auf Stechmückenlarven spezialisierte Art *Mesostoma* sp. (KÖGEL 1984a) nicht mehr gefunden werden. Ob dies mit der Bekämpfung der Stechmückenlarven im Zusammenhang steht ist unklar.

6 Bewertung weiterer typischer Arten

In den bisherigen Kapiteln konnte gezeigt werden, dass die Gesamtartenzahl um etwa 10 % abgenommen hat, wobei insbesondere die negative Entwicklung bei den Wassertrietern und *Hygrotus*-Arten auffällig ist. Auf die Stechmückenbekämpfung konnte das nicht zurückgeführt werden, da Arten wie *Rhantus consputus* oder *suturalis*, wie *Hydrochara caraboides* oder *Hydroporus palustris* immer noch genauso häufig sind wie in der Vergangenheit. In diesem Abschnitt werden nun einige weitere Arten bewertet, deren Vorkommen deutliche Änderungen in den vergangenen 35 Jahren aufweisen. Dabei wurden zum einen auffällige Veränderungen in

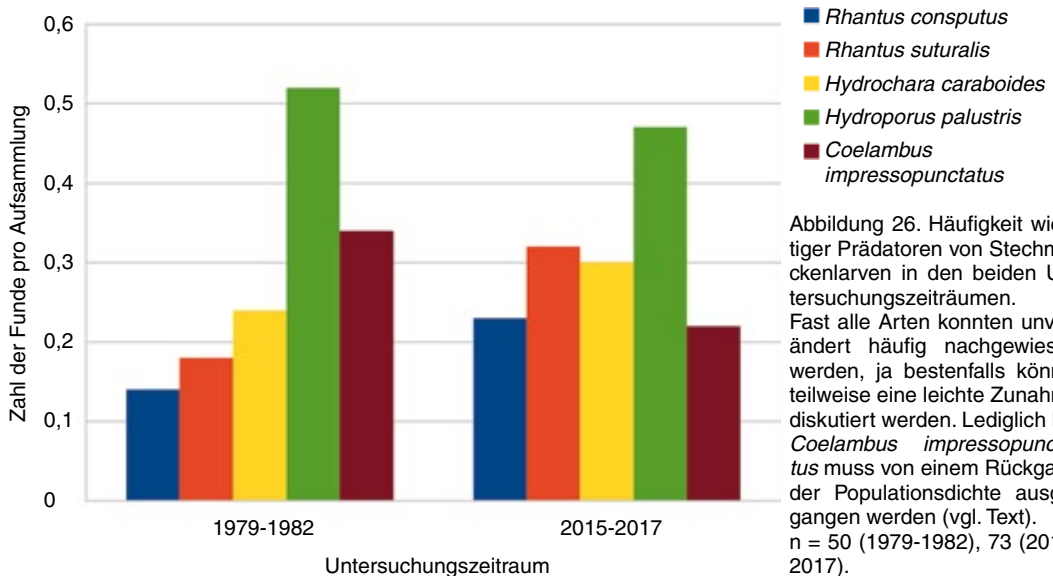


Abbildung 26. Häufigkeit wichtiger Prädatoren von Stechmückenlarven in den beiden Untersuchungszeiträumen.

Fast alle Arten konnten unverändert häufig nachgewiesen werden, ja bestenfalls könnte teilweise eine leichte Zunahme diskutiert werden. Lediglich bei *Coelambus impressopunctatus* muss von einem Rückgang der Populationsdichte ausgegangen werden (vgl. Text). n = 50 (1979-1982), 73 (2015-2017).

den Funddaten von Tabelle 4, zum anderen Verschiebungen bei den festgestellten Abundanzen der halbqualitativen Aufsammlungen analysiert.

Colymbetes fuscus (LINNAEUS, 1758)

Es ist eine in Mitteleuropa weit verbreitete, manchmal als „häufig“ bezeichnete Art (SINGER 1955), die besonders in laubreichen Waldtümpeln vorkommt und auch gern temporäre Gewässer besiedelt (WESENBERG-LUND 1912, KLAUSNITZER 1996). In den Jahren 1979-1982 wurde *C. fuscus* öfter gefunden (in drei der vier Untersuchungs-jahre und in zwei Gebieten), war aber stets „selten“. Dass er im Untersuchungszeitraum 2015-2017 nur ein einziges Mal nachgewiesen werden konnte, ist auffällig und deutet auf einen Rückgang der Art hin. Allerdings kann nicht gesagt werden, woran das liegt.

Spercheus emarginatus (SCHALLER, 1783)

Nahezu gleich wie für *C. fuscus* stellen sich die Funddaten für *Spercheus emarginatus* dar. Beide Arten werden von KÖGEL (1984a) zu den 19 „besonders häufigen Wasserkäfern in den Stillgewässern der Rheinauen“ gezählt. Sowohl Imago als auch Larve von *S. emarginatus* leben fast ausschließlich an der Wasseroberfläche, an der sie, die Unterseite nach oben gewendet, ihre Nahrung suchen. Die Imagines filtrieren dabei Algen aus dem Wasser, wohingegen die Larven offensichtlich alles an der Wasseroberfläche Erreichbare ergreifen, inklusive Kleinkrebsen und Stechmückenlarven (HONOMICHL 1998, KÖGEL 1984a). Diese Feststellung einer „unkomplizierten“ Ernährung darf allerdings nicht darüber hinwegtäuschen, dass die Larven von *S. emarginatus* als empfindlich gelten müssen. In Fütterungsversuchen zeigten sie die höchste Sterblichkeitsrate unter allen getesteten Arten (KÖGEL 1984a). Ob dies damit zusammenhängen kann, dass ihnen in den Versuchen keine Algen angeboten wurden, die in freier Natur einen festen Bestandteil der Nahrung ausmachen (WESENBERG-LUND 1943), kann aus den vorliegenden Ergebnissen nicht eindeutig abgeleitet werden.

Laccobius minutus (LINNAEUS, 1758)

Die Art wird von DANNAPFEL (1980) zu den häufigen Arten der Altwasser des mittleren Oberrheins gezählt. Auch in vorliegender Untersuchung liegen aus den Jahren 1979-1982 elf Funde aus drei verschiedenen Gebieten und allen Jahren vor, vier davon halbquantitativ mit den Häufigkeiten „selten“ (2-mal), „vereinzelt“ (1-mal)

und „häufig“ (1-mal). In den Jahren 2015-2017 wurde die Art lediglich in einem Jahr (2017) und in einem Gebiet (Ketsch) 3-mal mit der Häufigkeit „selten“ gefunden. Das ergibt für die Jahre 1979-1982 eine Abundanz (durchschnittliche Häufigkeit) von 0,47 und für 2015-2017 von 0,05 (Abb. 27). Der Rückgang dieser Art ist also besonders auffällig.

Über die Biologie der *Laccobius*-Arten ist wenig bekannt. Es darf angenommen werden, dass sich die Imagines, wie die meisten Hydrophilidae, überwiegend von Algen ernähren (KLAUSNITZER 1996). Erwähnenswert scheint noch, dass drei weitere Arten der Gattung im Gebiet gefunden wurden, zwei davon nur in den Jahren 1979-1982, eine nur 2015-2017. Bei dieser Datenlage kann hier (anders als bei den bereits besprochenen Gattungen *Halipilus* und *Hygrotus*) aber nicht davon gesprochen werden, dass ein allgemeiner Trend zur Abnahme innerhalb der Gattung vorliegt. Die Ergebnisse spiegeln lediglich die Seltenheit anderer *Laccobius*-Arten wider.

Enochrus testaceus (FABRICIUS, 1801) und
Berosus frontifoveatus KUWERT, 1888

Ähnlich wie bei *L. minutus* wird die Lage bei diesen beiden Arten eingeschätzt, wenngleich sich ihr Rückgang nicht ganz so dramatisch darstellt (Tab. 4). Interessant ist, dass manche *Enochrus*-Larven (wahrscheinlich *E. testaceus*) bevorzugt in den Teppichen von Fadenalgen leben, ja für das Anlegen der Puppenwiege offensichtlich sogar auf Fadenalgen angewiesen sind (WESENBERG-LUND 1943). Die Larven der *Berosus*-Arten sind reine Bodentiere mit fadenförmigen Tracheenkiemen an den Körperseiten (WESENBERG-LUND 1943). Über ihre Ernährung gibt es widersprüchliche Angaben. WESENBERG-LUND (l.c.) nimmt an, dass sie räuberisch sind, nach BÖVING & HENRIKSEN (1938) fressen sie Pflanzen, vornehmlich Algen.

Cymatia coleoprata (FABRICIUS, 1777)

Den stärksten Rückgang unter allen Arten hatte *C. coleoprata* zu verzeichnen, nämlich 95 % (bezogen auf „Funde pro Aufsammlung“). Diese kleine Ruderwanze (Corixidae) zählte in den Jahren 1979-1982 zu den besonders häufigen Arten und konnte in allen Gebieten und in allen Jahren nachgewiesen werden. Insgesamt liegen acht halbquantitative Aufsammlungen vor, mit den Häufigkeiten „selten“ (2-mal), „vereinzelt“ (2-mal) und „regelmäßig“ (4-mal), was einer Abundanz (durchschnittliche Häufigkeit)

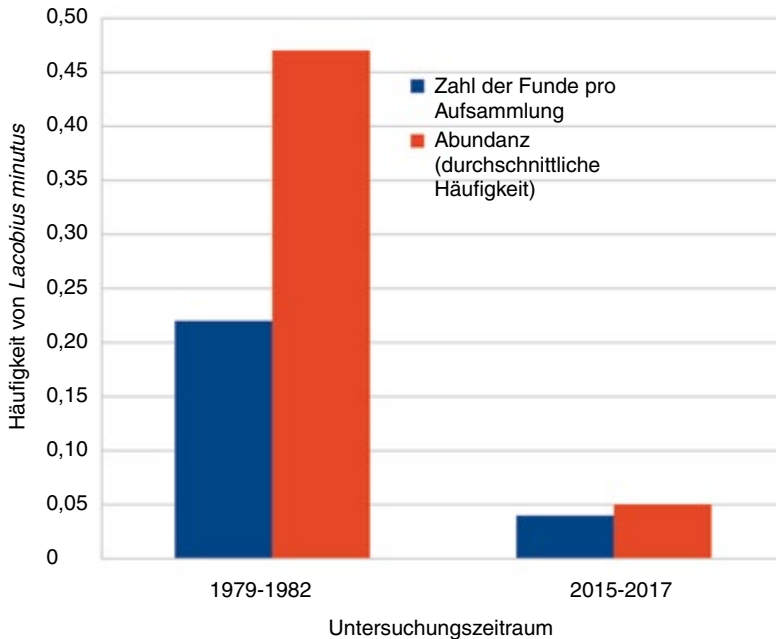


Abbildung 27. Häufigkeit von *Laccobius minutus* in den beiden Untersuchungszeiträumen. Sowohl beim Vergleich der Zahl der Funde pro Aufsammlung als auch beim Betrachten der Abundanzen (durchschnittliche Häufigkeit) hat die Art stark abgenommen (vgl. Text).

$n = 50$ (1979-1982, Zahl der Funde), 73 (2015-2017, Zahl der Funde), 19 (1979-1982, Abundanz), 59 (2015-2017, Abundanz).

von 0,95 entspricht. Aus der Gegenwart liegt lediglich ein einziger Fund aus dem Jahr 2016 vor (Gebiet Ketsch) mit der Häufigkeit „selten“. Das entspricht einer Abundanz (durchschnittliche Häufigkeit) von 0,017 und damit gerade einmal 1,8 % des Wertes der Jahre 1979-1982 (Abb. 28). Diese einst häufige Art ist aus den Untersuchungsgebieten weitgehend verschwunden. Was den Rückgang verursacht hat, darüber kann nur spekuliert werden. Hinweise auf einen allgemeinen Trend bei dieser Art konnten nicht gefunden werden. STRAUSS & NIEDRINGHAUS (2014) bezeichnen sie als „in Deutschland überall verbreitet und regional oft häufig“. Imagines sowie alle Larvenstadien (SOUTHWOOD & LESTON 1959) leben räuberisch. Dabei wird jedes erreichbare potenzielle Beutetier (in Laborversuchen Cladocera und Stechmückenlarven) gepackt und ausgesaugt (KÖGEL 1984a). Diese wenig wählerische Ernährung legt nahe, dass der Rückgang nicht mit dem Verschwinden irgendwelcher Beutetiere zusammenhängt. Auch dass die Art (obligatorisch?) flugunfähig ist (LÖDERBUSCH 1985) liefert keine Anhaltspunkte, genauso wenig wie die Analyse der bevorzugten Lebensräume: in vegetationsreichen Stillgewässern, auch in Fließ- und Moorgewässern (STRAUSS & NIEDRINGHAUS 2014). So bleibt lediglich die Vermutung, bei *C. coleoptrata*

könnten starke Populationschwankungen zur „natürlichen“ Dynamik gehören. Dagegen spricht allerdings, dass die Art bei eigenen Aufsammlungen bis zurück in das Jahr 1976 immer wieder im Gebiet gefunden wurde. Es waren also in der Vergangenheit keine Ausfälle zu verzeichnen. Auch in der Literatur finden sich keine entsprechenden Hinweise. Das Verschwinden der Art im Untersuchungsgebiet bleibt also zunächst rätselhaft, könnte aber mit der Ausbreitung des Kalikokrebesses zusammenhängen (siehe Kapitel 7.4).

Hesperocorixa linnaei (FIEBER, 1848) und ***Sigara falleni*** (FIEBER, 1848)

Im Vergleich zu *C. coleoptrata* ist der Rückgang dieser beiden Ruderwanzen als moderat zu bezeichnen (Tab. 4). Wenn man die Unterfamilie der Cymatianinae ausklammert, die sich nicht nur hinsichtlich ihrer Ernährung von den anderen Corixiden unterscheiden, kann man auch nicht davon sprechen, dass ein auffälliger Rückgang der gesamten Ruderwanzen zu verzeichnen ist. Denn anders als bei den im Kapitel 5.2 besprochenen *Haliplus*- und *Hygrotus*-Arten steht den beiden rückläufigen Corixiden mit *Hesperocorixa sahlbergi* eine Art gegenüber, die in den Jahren 2015-2017 mehrfach, 1979-1982 aber nicht gefunden wurde.

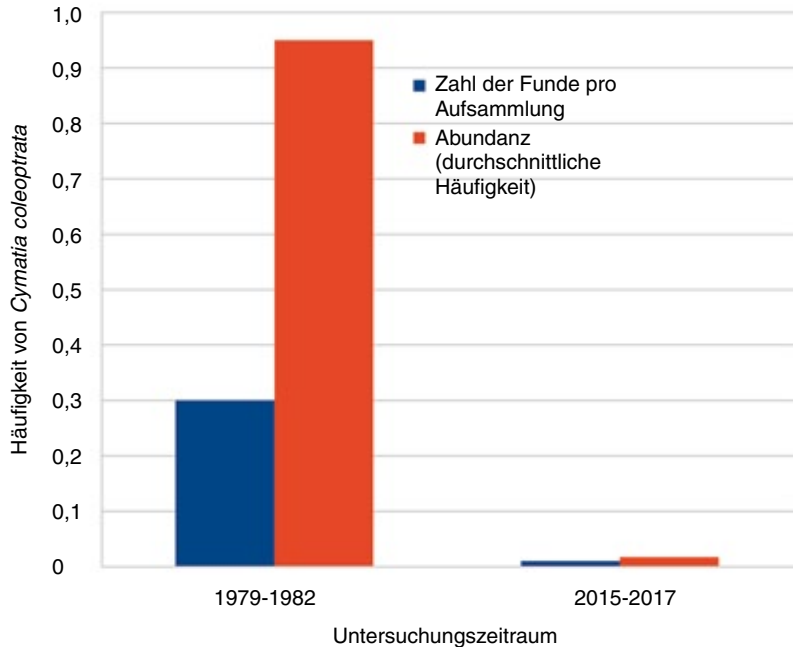


Abbildung 28. Häufigkeit von *Cymatia coleoprata* in den beiden Untersuchungszeiträumen. Sowohl beim Vergleich der Zahl der Funde pro Aufsammlung als auch beim Betrachten der Abundanzen (durchschnittliche Häufigkeit) hat die Art extrem stark abgenommen (vgl. Text).

n = 50 (1979-1982, Zahl der Funde), 73 (2015-2017, Zahl der Funde), 19 (1979-1982, Abundanz), 59 (2015-2017, Abundanz).

Dennoch erscheint die Abnahme bei *H. linnaei* und *S. falleni* bemerkenswert, und zwar wegen ihrer Ernährung. HONOMICHL (1998) nennt als „Hauptnahrung Algen“, daneben auch Detritus und kleine Tiere. STRAUSS & NIEDRINGHAUS (2014) schreiben bei den meisten Arten „detrito-/zoophag“. Und WESENBERG-LUND (1943) zitiert, „dass die Corixiden, wenn man ihnen *Spirogyra* gibt, einen Faden nach dem anderen aufnehmen und das Chlorophyll aussaugen. Während sich die Fäden entfärben, füllt sich gleichzeitig der Darm der Corixiden mit Chlorophyll“. In eigenen Untersuchungen konnte die räuberische Ernährungsweise von *Sigara striata* in Labor und Freiland belegt werden. Allerdings deuten die Ergebnisse darauf hin, dass die Tiere wohl eher als omnivor zu bezeichnen sind und die verschiedenen Individuen unterschiedliche Nahrungspräferenzen haben (KÖGEL 1984a). Im Freiland halten sich Corixiden nach eigenen Beobachtungen besonders gern in den Teppichen von Fadenalgen auf.

***Gerris odontogaster* (ZETTERSTEDT, 1828)**

Auch *Gerris odontogaster* gehört zu den Arten, die auffällig abgenommen haben, obwohl sie einst besonders häufigen waren (1979-1982 in allen Jahren und in drei der untersuchten Gebiete, jetzt nur 2017 in einem Gebiet). Er gilt allgemein

als häufig und kommt oft gemeinsam mit *G. lacustris* vor (GULDE 1921 und eigene Beobachtungen). SOUTHWOOD & LESTON (1959) geben darüber hinaus an, dass er im Vergleich zu *G. lacustris* etwas sauberere Gewässer bevorzugt („somewhat cleaner waters“). Auch ist bekannt, dass er gern auf sauren Gewässern vorkommt (SOUTHWOOD & LESTON 1959, STRAUSS & NIEDRINGHAUS 2014). Wie bereits im Kapitel 5.2 ausgeführt, kann dadurch aber der Rückgang in den Rheinauen nicht zufriedenstellend erklärt werden.

An dieser Stelle scheint es angezeigt, auf eine Eigentümlichkeit zu verweisen, die beim Betrachten der Ergebnisse auffällt. Die Wasserkäfer und ihre Larven (Ausnahme Halipliden und die Imagines der Hydrophiliden) sowie die Wasserwanzen sind ganz überwiegend carnivor. Sieht man sich aber die Arten(gruppen) an, die besonders stark abgenommen haben, erhält man folgendes Bild:

- (1) Halipliden, Untergattung *Haliplinus* (Abb. 22): algophag, Larven obligat (Fadenalgen), Imagines überwiegend
- (2) *Hygrotus*-Arten (Abb. 23): wahrscheinlich carnivor
- (2) *Colymbetes fuscus*: carnivor
- (1) *Spercheus emarginatus*: Imagines vor allem Algen, Larven omnivor

- (1) *Laccobius minutus* (Abb. 27): Imagines überwiegend Algen
- (1) *Enochrus testaceus*: Imagines überwiegend Algen, lebt in den Teppichen von Fadenalgen
- (1) *Berosus frontifoveatus*: Imagines Algen, Larven omnivor
- (2) *Cymatia coleoprata* (Abb. 28): carnivor
- (1) übrige Corixiden: omnivor, auch Fadenalgen, gern in den Teppichen von Fadenalgen
- (2) Gerriden: carnivor

Wenn man Bilanz zieht, stellt man fest, dass vier rein carnivore Arten(gruppen) genannt sind (mit (2) gekennzeichnet). Bei den anderen sechs Arten(gruppen) spielen Algen in der Ernährung eine größere Rolle (mit (1) gekennzeichnet), 3-mal werden explizit Fadenalgen genannt, die Larven der Untergattung *Haliplinus* ernähren sich sogar obligat von Fadenalgen. Diese Bilanz innerhalb von überwiegend räuberischen Familien legt die Vermutung nahe, der Rückgang etlicher Arten(gruppen) könnte etwas mit Veränderungen innerhalb der Algenflora zu tun haben.

7 Stechmückenbekämpfung und Naturschutz

Diese Arbeit wurde vor allem deshalb initiiert, weil immer wieder Diskussionen aufflammten, ob eine Stechmückenbekämpfung in der Ober-rheinebene ökologisch und unter Berücksichtigung von Naturschutzaspekten vertreten werden kann. Schon PEUS (1930) schrieb in diesem Zusammenhang: „Es kann also auch der Fall eintreten, daß die Interessen der Mückenbekämpfung hinter diejenigen des Naturschutzes treten müssen.“ Für die untersuchten Gruppen konnte nun belegt werden, dass die Stechmückenbekämpfung im Untersuchungsgebiet keine Auswirkungen hatte. Gleichwohl muss jedem ernsthaften Ökologen klar sein, dass die Ergebnisse weder auf andere systematische Gruppen übertragen werden können, noch auszuschließen ist, dass in dem komplizierten Wirkgefüge der Natur Auswirkungen vorhanden sein können, die mit den bisherigen Untersuchungsmethoden nicht erfasst werden konnten.

Darüber hinaus erscheint es bezeichnend, dass auch in den Rheinauen ein Artenschwund von annähernd 10 % in den letzten 35 Jahren zu verzeichnen war. Dieser kann nicht – ebenso wenig wie der teilweise drastische Rückgang einzelner Arten – direkt der Stechmückenbekämpfung angelastet werden. Vielmehr ist er Ausdruck einer generellen, teilweise dramatischen Faunenver-

änderung mit beispielsweise bis über 80 % Verlust an Schmetterlingen in der Feldflur (siehe Kapitel 5.2). Davon sind nicht nur intensiv genutzte Flächen betroffen, sondern die Eingriffe haben auch Auswirkungen bis hinein in die Schutzgebiete. Wie wir heute wissen, sind die Gründe dafür vor allem der Eintrag von Düngemitteln und Schadstoffen, aber auch die zunehmende Verinselung. Denn in dem Maße, wie die Kulturlandschaft immer artenärmer wird, ist auch in „guten“ Gebieten (meist Schutzgebiete) ein Artenaustausch mit Nachbargebieten schwierig. Das ist aber wichtig für die Stabilität von Ökosystemen.

Vor diesem Hintergrund erscheint der Hinweis gerechtfertigt, dass der Naturschutz seine Aufgaben und Einflussnahmen weiter fassen sollte. Mit dem Ausweisen von Naturschutzgebieten allein kann „die Natur“ nicht gerettet werden. Auch das gesellschaftspolitische Umfeld muss stimmen. Um die Gefährdung und Artenverarmung unserer Kulturlandschaft, aber auch von ausgewiesenen Schutzgebieten zu vermindern, muss der Gebrauch von Bioziden und Düngemitteln strenger reglementiert werden. Es muss offen darüber diskutiert werden, dass Angler und Jäger gravierende Störungen in der Natur (auch in Schutzgebieten) verursachen. Warum sie Sonderrechte erhalten, während Naturfreunde aus Schutzgebieten ausgesperrt werden, ist nicht nachvollziehbar. REICHHOLF (z.B. 2015) hat in seinen Publikationen immer wieder auf diese Diskrepanzen hingewiesen.

Auch wenn wir nach Gründen für das Verschwinden bzw. den Rückgang etlicher Arten im Untersuchungsgebiet fragen, kommen wir bei unseren Überlegungen auf einige der gerade aufgezeigten Zusammenhänge. Bei den folgenden Ausführungen soll zudem berücksichtigt werden, dass ein hoher Prozentsatz an Arten betroffen ist, die sich phytophag, vor allem von Algen, ernähren. Nach jetzigem Kenntnisstand wären insbesondere folgende vier Faktoren für die festgestellten Rückgänge zu diskutieren.

7.1 Direkte Toxizität durch Eintrag von Bioziden

Schon seit Jahrzehnten wird, vor allem in der Landwirtschaft, ein stetig wachsendes Sortiment an verschiedenen Bioziden, vor allem Insektizide und Herbizide, zur Steigerung der Erträge bzw. Minderung von Schäden eingesetzt. Und seit Jahrzehnten ist bekannt, dass dadurch teilweise gravierende Schäden in der Umwelt verursacht werden. Durch das Festsetzen von Grenzwert-

ten und umfangreiche Zulassungsaufgaben versucht man, die Situation zu verbessern. Dennoch kommt es immer wieder zu Begleit- und Langzeitschäden.

Schon früh hat man auch festgestellt, dass die Gifte nicht nur am Ort des Ausbringens wirken, sondern oft über weite Entfernungen verdriftet werden. In den Rheinauen stellen die regelmäßigen Hochwasser Situationen dar, in denen Gifte von außen in die Gewässer eingetragen werden. Sie werden in den Fließgewässern transportiert und reichern sich in deren Sedimenten an. Bei starken Hochwässern werden die Auenbereiche weitflächig überflutet und durchströmt (Abb. 29). In solchen Situationen werden auch Biozide oder andere Giftstoffe eingetragen.

Sie können die Abnahme bzw. das Verschwinden bestimmter Arten bewirken. Von den Chironomiden weiß man beispielsweise, dass die Schlüpf rate durch das Herbizid Glyphosat signifikant reduziert wird – nicht durch eine (nicht gegebene) direkte Giftwirkung, sondern durch die Schädigung der Pflanzendecke (BAKER et al. 2014). Glyphosat könnte also auch in den Rheinauen eine Rolle spielen.

Die Wirkmechanismen sind allerdings sehr komplex. WANG et al. (2016) konnten zeigen, dass die Wirkung von Glyphosat-Herbiziden auf marines

Phytoplankton sehr unterschiedlich ist. Manche Arten werden geschädigt, anderen dient das Glyphosat als Phosphorquelle, und sie werden gefördert, auf wieder andere hat es gar keinen Einfluss. Und diese Unterschiede der Wirkung gehen quer durch alle Gruppen, sind also nicht deckungsgleich mit irgendwelchen systematischen Taxa. Auch die Trägerstoffe bzw. Abbauprodukte von Bioziden können differierende Auswirkungen auf die Organismen eines Lebensraums haben, wie es OLIVEIRA et al. (2016) im Falle von Glyphosat gezeigt haben.

Speziell bezogen auf die Fadenalgen schreiben VERA et al. (2012) sogar, dass diese durch die Phosphate in den Glyphosat-Formulierungen gefördert werden. Es lässt sich also kein ursächlicher Zusammenhang zwischen der Abnahme von algophagen Arten und einem eventuellen Eintrag von Glyphosat herstellen. Bei der Vielzahl an zum Einsatz kommenden Bioziden sowie anderer Giftstoffe bedeutet das natürlich nicht, dass es solche Zusammenhänge auf anderer Ebene nicht doch gibt.

7.2 Auswirkungen von Trägermitteln, Abbauprodukten oder Düngemitteln

All diese Stoffe können vor allem durch Hochwasser in die Rheinauen gelangen und Auswirkungen auf die Vitalität von Organismen haben.



Abbildung 29. Bei starken Hochwasser-Ereignissen werden oft weite Bereiche der Rheinauen überflutet und durchströmt. Auf dem Bild die vom Wasser geflutete Zufahrt zum Sammelgebiet bei Oberhausen am 8. Januar 2018.

Bemerkenswert erscheint in diesem Zusammenhang, dass neben den reinen Giftstoffen nun auch vermehrt Trägerstoffe oder Düngemittel in den Fokus des Interesses geraten. Denn jeder Stoff, der in die Umwelt gelangt und mit den Organismen interagiert, kann Auswirkungen haben. Im Falle des Ausbringens von Bti würde das heißen, nicht nur nach der Wirkung des Agens zu fragen, sondern auch die Hilfsstoffe zu untersuchen.

7.3 Veränderungen von Lebensräumen, z.B. durch Sukzession

Nicht nur der Eintrag von Stoffen beeinträchtigt Biozöosen, wichtiger dürften in vielen Fällen die stattfindenden Veränderungen sein, sowohl von innen heraus durch Sukzession als auch durch äußere mechanische Eingriffe, bis hin zur vollständigen Zerstörung („Urbarmachung“). In den Rheinauen spielt letzteres Dank des Naturschutzes zum Glück nur noch eine untergeordnete Rolle, vor allem in den Schutzgebieten. Aber es darf als wahrscheinlich angesehen werden, dass die natürliche Sukzession mitverantwortlich an den festgestellten Veränderungen in den untersuchten Auengewässern ist. Hinweise werden in der starken Eutrophierung z.B. durch Eintrag von Düngemitteln mit intensiver Faulschlamm-Bildung gesehen. Das ist als solches ganz und gar untypisch für die Auengewässer. Denn durch die Hochwässer sollten die Schluten immer wieder ausgeräumt werden, was letztlich einer „Verjüngungskur“ gleich käme.

Es fiel in allen untersuchten Gebieten der hohe Totholzanteil auf, der manche Schluten nahezu füllte (Abb. 30). Das wird sicher seitens des Naturschutzes gefördert, denn gerade das Totholz bietet vielen Organismen Lebensraum, der in unseren bewirtschafteten Wäldern verloren gegangen ist. In den Rheinauen aber bricht das Totholz auch die Strömung bei Hochwasser, nimmt ihr die Wucht und verhindert so womöglich das Ausräumen und Verjüngen der Schluten. Die Folge wäre dann die Eutrophierung mit dem Endstadium der Verlandung. Eine ganz ähnliche Wirkung könnte eine zunehmende Verbuschung haben, die wiederum gefördert würde, wenn Hochwasserereignisse seltener auftreten. Das wären die aus menschlicher Sicht negativen Effekte der Sukzession.

Auf der anderen Seite kann die Sukzession auch eine Zunahme der Artenvielfalt bewirken. So wird es als bezeichnend angesehen, dass in der Ketscher Wasserbausenke die Artenzahl von 32 in der Vergangenheit auf 59 in der Gegenwart ge-

stiegen ist. Das ist zum Teil methodisch bedingt (in 1979-1982 sieben Aufsammlungen, 2015-2017 33). Starken Einfluss dürfte aber auch haben, dass die Senke erst 1978 angelegt worden ist und als „junges“ Gewässer noch artenarm war. Inzwischen ist die Schlute in einem fortgeschrittenen Stadium der Sukzession und viel artenreicher. Auch DANNAPPEL (1977) berichtet, dass die Besiedlung eines Gewässers sehr stark von seinem Alter abhängt.

Die Ausführungen zeigen, wie komplex das Geschehen in den Auengewässern ist. Fortschreitende Sukzession kann – wie in der Ketscher Wasserbausenke – zur Erhöhung der Artenzahl führen, durch zunehmende Eutrophierung aber auch zum Verschwinden von Arten beitragen. So wie die autökologische Bewertung der Arten in den vergangenen Kapiteln keine klaren Antworten über die Ursachen von Bestandsänderungen erbracht hat, kann auch das Betrachten der Lebensräume keine allgemein gültigen Erklärungen geben. Zumal ein weiterer Faktor ganz erheblich auf Biozöosen einwirken kann.

7.4 Destabilisierung von Biozöosen durch Neozoen

Tiere und Pflanzen sind auf Wanderschaft. Zu ihren Lebensprinzipien gehört es, sich auszubreiten. Der Mensch ist ihnen dabei behilflich. Davon zeugt die Vielzahl an Archäophyten, Neozoen und Neophyten. Durch die zunehmende Globalisierung und den damit einhergehenden (Waren-)Verkehr wird dieser Effekt immer stärker.

Neubürger breiten sich oft aggressiv aus und drängen alteingesessene Arten zurück, bis hin zur Ausrottung. Damit einher gehen manchmal gravierende Veränderungen in ganzen Ökosystemen. Dennoch darf man nicht übersehen, dass die meisten zugewanderten Arten sich mehr oder weniger unauffällig eingliedern und letztlich die heimische Natur bereichern.

In den Rheinauen sorgten in den letzten Jahren beispielsweise die folgenden Neozoen für Schlagzeilen wegen ihres überaus erfolgreichen Ausbreitens: Körbchenmuschel (*Corbicula fluminea* und *C. fluminalis*), Schwarzmundgrundel (*Neogobius melanostomus*), Höckerflohkrebs (*Dikerogammarus villosus*), Kalikokrebs (*Faxonius immunitis*). Die drei zuerst genannten Arten sind typisch für Fließgewässer, also das Regime des Rheins und seiner Altarme und Nebenflüsse. Der im Englischen als „Killer Shrimp“ bezeichnete Höckerflohkrebs ist seit 1995 im Rhein nachgewiesen. Wegen seiner großen Aggressivität



Abbildung 30. Der Totholzanteil in den Schluten der Rheinauen ist oft überraschend hoch. Hier das Gebiet der Oberhausener Tongruben am 7. September 2016.

gegenüber anderen Arten ging man zunächst davon aus, er vermindere die Artenvielfalt. Inzwischen zeichnet sich ab, dass die negativen Auswirkungen überschätzt wurden (HELLMANN et al. 2017).

Anders sieht es beim Kalikokrebs aus. Er kann über Land wandern und breitet sich massiv in den Stillgewässern aus (HERRMANN et al. 2018a). Bei den vorliegenden Untersuchungen konnten mehrfach Massenvorkommen festgestellt werden. Da die Tiere das Austrocknen temporärer Gewässer durch Eingraben im Schlack überdauern können (MERTENS 2015, Abb. 1), sind sie bestens an die Überschwemmungsgebiete in den Rheinauen angepasst. Als Top-Prädator in Kleingewässern schädigt der Kalikokrebs dort die Amphibien- und Libellenfauna (MERTENS 2015). Welch verheerende Auswirkungen eine Massenvermehrung in einem Kleingewässer haben kann, beschreiben HERRMANN et al. (2018b): Die Artenzahl des Makrozoobenthos ging in ihrem Untersuchungsgebiet um 61,11 % zurück, was wohl auch damit zusammenhängt, dass die Makrophyten durch den Krebs zerstört werden, sodass vielen Arten das Siedelsubstrat und die Deckung genommen wird. Es wird vermutet, dass solche Effekte auch zur Dezimierung der in dieser Arbeit behandelten Arten beigetragen haben.

Dafür spricht, dass viele dieser Arten positiv auf Wasserpflanzen reagieren, diese aber durch den Kalikokrebs geschädigt werden. Dieses Beispiel kann zeigen, wie groß der Einfluss einer einzigen Art auf einen Lebensraum sein kann. Im Einzelfall kann es deshalb schwierig sein, Aussagen über den Zustand bzw. die Entwicklung von Biotopen oder über die Gründe von Abundanzänderungen bestimmter Arten zu machen.

7.5 Rote-Liste-Arten im Untersuchungsgebiet

Wegen solcher methodischer Schwierigkeiten hat man für den Naturschutz die Roten Listen der Tiere und Pflanzen zusammengestellt. Sie sollen es ermöglichen, durch die Dokumentation besonders gefährdeter Arten den „ökologischen Wert“ bzw. die Schutzwürdigkeit von Lebensräumen zu benennen. Das birgt natürlich die Gefahr, dass den in den Listen genannten Arten zu viel Bedeutung beigemessen wird. Dennoch freut es jeden, der mit Bestandsaufnahmen beauftragt ist, wenn er in „seinem“ Gebiet Rote-Liste-Arten nachweisen kann. Weil sie darüber hinaus als Bio-Indikatoren anerkannt sind, sollen sie im Folgenden kurz vorgestellt werden. Als Quellen wurden genutzt die Rote Liste und Gesamtartenliste der wasserbewohnenden Käfer (Coleoptera



Abbildung 31. Der Kalikokrebs breitete sich in den vergangenen Jahren invasiv in den Rheinauen aus. Beim Austrocknen von temporären Gewässern kann er sich in den Uferböschungen der Schluten eingraben und so die Trockenheit überdauern. Das Foto entstand am 12. Oktober 2016 im Gebiet der Oberhausener Tongruben.

aquatica) Deutschlands (SPITZENBERG et al. 2016) sowie die Angaben bei STRAUSS & NIEDRINGHAUS (2014) für die Wasserwanzen.

Hygrotus quinquelineatus (ZETTERSTEDT, 1828)

Die Art ist in der Roten Liste als „vom Aussterben bedroht“ verzeichnet. Sie gilt als „extrem selten“ bei „mäßigem Rückgang“ und „ungenügender Datenlage“. Im Untersuchungsgebiet liegt ein Fund aus Rheinhausen vom 18.08.1982 vor. Dass die Art in den 1970er- und 80er-Jahren ein „fester“, wenn auch äußerst seltener Bestandteil der Fauna des Untersuchungsgebietes war, belegt ein weiterer Fund aus Oberhausen vom 02.09.1976. *Hygrotus quinquelineatus* gilt als nordeuropäisch-boreale Art (SCHAEFLEIN 1971). Fundorte in Deutschland sind lediglich vom Bodensee und Oberrhein bekannt. FRANK & KONZELMANN (2002) verzeichnen im Sammelwerk „Die Käfer Baden-Württembergs 1950-2000“ 12 Funde aus der Rheinebene sowie 14 aus Oberschwaben (Bodensee). DANNAPFEL (1980) konnte die Art bei seinen sehr umfangreichen Untersuchungen nicht finden. KLAUSNITZER (1996) nennt als Lebensraum Stillgewässer und überschwemmte Wiesen. Die vom Verfasser gesammelten Daten passen zu den Angaben in der Literatur. Wie im Kapitel 5.2 ausgeführt, kann bei einer so seltenen Art mit lediglich einem Fund während der Untersu-

chungen aus dem Fehlen der Art in den Jahren 2015-2017 nicht geschlossen werden, dass sie verschwunden sei. Dafür, dass sie bei faunistischen Erfassungen lediglich öfter „übersehen“ wird, spricht auch, dass sie im Standardwerk von HORION „Verzeichnis der Käfer Mitteleuropas“ aus dem Jahr 1951 nicht für Baden-Württemberg genannt wird (zitiert nach FRANK & KONZELMANN 2002). Es lässt sich jedoch nicht ausschließen, dass sie vor 1950 dort nicht vorkam.

Rhantus consputus (STURM, 1834)

Wohl eine der interessantesten Arten in den Überschwemmungsgebieten der Oberrheinebene, die in Deutschland den westlichen Rand ihres Verbreitungsareals erreicht. In der Roten Liste ist sie als „gefährdet“ verzeichnet und wird als „sehr selten“ bei „mäßigem Rückgang“ klassifiziert. KÖGEL (1987) hält sie für eine typische Art der Überschwemmungsflächen, die sich in ihrer Biologie speziell an diesen Lebensraum angepasst hat. Die vorliegenden Erhebungen belegen, dass *R. consputus* zu den häufigen Arten im Untersuchungsgebiet gehört und auch in den letzten 35 Jahren keine Bestandsrückgänge zu verzeichnen hat (siehe Kapitel 5.3). Gerade das Vorkommen dieser Art zeigt, dass die Auengebiete des Oberrheins faunistisch gesehen „wertvoll“ sind. Es ist daher besonders zu begrüßen, dass seit den Er-

hebungen in den Jahren 1979-1982 zwei der vier in die Untersuchungen einbezogenen Gebiete als Naturschutzgebiete ausgewiesen wurden.

Ochthebius flavipes DALLA TORRE, 1877

Auch diese Art wird als „gefährdet“ eingestuft. DANNAPFEL (1980) zählt *O. flavipes* (= *eppelsheimi*) gemeinsam mit *O. minimus* zu den häufigsten 15 Arten und konnte ein Massenvorkommen beider Arten dokumentieren. Auch bei den Untersuchungen des Autors kamen beide Arten meist gemeinsam vor, eine genauere quantitative Analyse fand aber nicht statt. Dennoch darf davon ausgegangen werden, dass *O. flavipes* in den Rheinauen fest etabliert ist.

Laccobius biguttatus GERHARDT, 1877

(= *L. colon*)

Abermals eine Art, die als „gefährdet“ eingestuft ist und als „selten“ mit „starkem Rückgang“ klassifiziert wird. Aus dem Untersuchungsgebiet liegt ein Fund vom 24.03.2017 aus Ketsch vor. Für Baden-Württemberg sind 14 Funde aus der Rheinebene und einer aus Oberschwaben dokumentiert (FRANK & KONZELMANN 2002).

Berosus frontifoveatus KUWERT, 1888

Diese Art steht auf der „Vorwarnliste“ und wird als „selten“ mit „mäßigen Rückgang“ klassifiziert. In den Jahren 1979-1982 wurde sie 5-mal in zwei Jahren in der Ketscher Wasserbausenke gefunden und hatte dort offenbar eine stabile Population aufgebaut (von drei halbquantitativen Erfassungen 2-mal „selten“, 1-mal „vereinzelt“). Aus den Jahren 2015-2017 liegen zwei Nachweise aus dem Gebiet Oberhausen vor (2017). Aus Baden-Württemberg sind lediglich 15 Funde aus der Rheinebene dokumentiert (FRANK & KONZELMANN 2002). DANNAPFEL (1980) fand die Art in den Altwässern des mittleren Oberrheins nicht, wohl aber GLADITSCH (1978) im Rußheimer Altrhein. Nach KLAUSNITZER (1996) ist sie halophil. In Anbetracht der Datenlage können keine Aussagen über einen Bestandstrend gemacht werden. Sehr ergiebige Lichtfallenfänge aus den letzten Jahren in Bezug auf diese Art lassen allerdings vermuten, dass *B. frontifoveatus* fest in den Rheinauen etabliert ist.

Aquarius najas (DE GEER, 1773)

Wird bei STRAUSS & NIEDRINGHAUS (2014) mit dem Hinweis „Gefährdung unbekanntes Ausmaßes“ geführt. Bei diesen Untersuchungen wurde *A. najas* in den Jahren 1979-1982 nicht gefunden,

von 2015-2017 liegen zwei Nachweise aus der Ketscher Wasserbausenke vor (2016 und 2017). VOIGT (1978) fand die Art im Rußheimer Altrhein nicht, ebensowenig SCHMID (1972) im „Tauber- gießen“. Hingegen werden von GULDE (1921) für Frankfurt und das Mainzer Becken zahlreiche Fundorte aufgezählt. Laut STRAUSS & NIEDRINGHAUS bewohnt *A. najas* Fließgewässer und kommt nur sehr selten auf Stillgewässern vor. In Anbetracht der Datenlage können keine Aussagen über einen Bestandstrend gemacht werden.

Gerris asper (FIEBER, 1860)

Gilt als Art der „Vorwarnliste“. Aus den Jahren 1979-1982 liegen drei Funde aus zwei Jahren und drei verschiedenen Gebieten vor. SCHMID (1972) fand die Art im Tauber- gießen und KÖGEL (1983) vermutet, dass die Art in der Oberrheinebene weiter verbreitet ist. Das muss jetzt zumindest mit Fragezeichen versehen werden, da *G. asper* nicht mehr gefunden wurde.

Hydrometra gracilentata HORVATH, 1899

Auch sie gilt als Art der „Vorwarnliste“. Die zahlreichen eigenen Funde sowie die bekannten Funddaten aus der Literatur (KÖGEL 1983) lassen vermuten, dass die Art zumindest in der Oberrheinebene weiter verbreitet ist. Ob die Abnahme der Funde in der Gegenwart als signifikant bezeichnet werden kann, lässt sich anhand der Daten nicht abschätzen.

Die Ausführungen zeigen, dass bei den Rote-Liste-Arten kaum auffällige Abnahmen der Bestände zu verzeichnen sind. Dies liegt in vielen Fällen daran, dass die Menge der Funddaten zu gering ist, um Trends abzuleiten. Dennoch fällt auf, dass von den acht genannten Arten lediglich *Hygrotus quinquelineatus* und *Gerris asper* im Untersuchungszeitraum 2015-2017 nicht mehr gefunden wurden, genau so viele wie im Zeitraum 1979-1982 fehlten, nämlich *Laccobius biguttatus* und *Aquarius najas*. So gesehen fällt die Bilanz in dieser Gruppe (Rote-Liste-Arten) sogar günstiger aus als jene, die für sämtliche gefundenen Arten aufgestellt wurde.

Die vergleichenden Bestandsanalysen zeigen insgesamt deutlich, dass zahlreiche Arten im Untersuchungsgebiet stark abgenommen haben oder ganz verschwunden sind.

Auf der anderen Seite haben bei zwei Arten die Bestände signifikant zugenommen. Es gibt also keinen allgemeinen Trend, der für alle Arten gilt. Die Rheinauen sind permanenten Veränderun-

gen unterworfen, was Auswirkungen auf die in ihnen lebenden Arten hat. Nur wenn man die Gründe für Verschiebungen im Artenspektrum kennt, kann man sagen, ob sie Teil der natürlichen Dynamik oder Anzeichen für vom Menschen verursachte Schäden sind.

Dank

Danken möchte ich an erster Stelle den Professoren Dr. HERBERT W. LUDWIG und Dr. JOSEF H. REICHHOLF, denen ich einen Großteil meines Wissens über das „Funktionieren“ von Ökosystemen verdanke. Bei der „Kommunalen Aktionsgemeinschaft zur Bekämpfung der Stechmückenplage e.V. - KABS“ in Speyer bedanke ich mich für die Aufgabenstellung, das Interesse an den Auswirkungen der biologischen Bekämpfung mit Bti sowie die finanzielle Unterstützung. Besonderer Dank gilt ihrem Wissenschaftlichen Direktor, Herrn PD Dr. NORBERT BECKER, für den Anstoß, diese Untersuchungen vorzunehmen, sowie zahlreiche fachliche Anregungen und freundschaftliche Ratschläge. Ebenso gilt mein besonderer Dank Herrn Prof. Dr. SIEGFRIED RIETSCHEL für die sorgfältige Durchsicht des Manuskripts. Danken möchte ich auch dem Regierungspräsidium Karlsruhe für die Erteilung einer Sondergenehmigung, die inzwischen ausgewiesenen Naturschutzgebiete mit in die Untersuchungen einbeziehen zu können. Ohne die Hilfe von Kollegen und Spezialisten wäre es nicht möglich gewesen, alle schwierigen Fälle bei der Determination zu klären. Insbesondere danke ich den Herren THOMAS FRASE, Prof. Dr. ANDREAS MARTENS, KLAUS VOIGT und Dr. GERHARD ZIMMERMANN. Und vor allem gilt mein Dank allen Kollegen und Freunden, die mich bei meinen Arbeiten tatkräftig und ideell unterstützt haben.

Literatur

- BAKER, L. F., MUDGE, J. F., HOULAHAN, J. E., THOMPSON, D. G. & KIDD, K. A. (2014): The direct and indirect effects of a glyphosate-based herbicide and nutrients on Chironomidae (Diptera) emerging from small wetlands. – *Environmental Toxicology and Chemistry* **33**(9): 2076-2085.
- BECKER, N. (1984): Ökologie und Biologie der Culicinae in Südwest-Deutschland. – Diss., Naturwiss.-Math. Gesamtfakultät Univ. Heidelberg. – 356 S. u. Anhang; Heidelberg.
- BECKER, N. (1989): Life Strategies of Mosquitoes as an Adaption to their Habitats. – *Bulletin of the Society for Vector Ecology* **14**(1): 6-25.
- BECKER, N. (1997): Microbial Control of Mosquitoes: Management of the Upper Rhine Mosquito Population as a Model Programme. – *Parasitology Today* **13**(12): 485-487.
- BECKER, N. & LÜTHY, P. (2017): Mosquito Control with Entomopathogenic Bacteria in Europe. – In: LACEY, L. A. (ed.). *Microbial Control in Insect and Mite Pests. From Theory to Practice*: 279-392; Elsevier.
- BECKER, N. & MAGIN, H. (1986): 10 Jahre Kommunale Aktionsgemeinschaft zur Bekämpfung der Schnakenplage e.V. Biologische Stechmückenbekämpfung – ein Modell am Oberrhein. – 89 S.; Heidelberg (Verlag Amelung & Hollatz).
- BECKER, N. & MARGALIT, J. (1993): Use of *Bacillus thuringiensis israelensis* against Mosquitoes and Blackflies. – In: ENTWISTLE, P. F., CORY, J. S., BAILEY, M. J. & HIGGS, S. (eds): *Bacillus thuringiensis. An Environmental Biopesticide: Theory and Practice*: 147-170; John Wiley & Sons, Ltd.
- BÖVING, A. G. & HENRIKSEN, K. L. (1938-1939): The Developmental Stages of the Danish Hydrophilidae (Ins., Coleoptera). – *Videnskabelige Meddelelser fra Dansk Naturhistoriske Forening i Kjøbenhavn* **102**: 27-162.
- BRESSLAU, E. & GLASER, F. (1918): Die Bekämpfung der Stechmücken. – *Zeitschrift für Angewandte Entomologie* **4**: 290-296.
- DANNAPFEL, K.-H. (1977): Faunistik und Ökologie von Wasserkäfern im Naturschutzgebiet „Hördter Rheinaue“ b. Germersheim (Insecta: Coleoptera). – *Mitteilungen der Pollichia* **65**: 5-81.
- DANNAPFEL, K.-H. (1980): Die Wasserkäfer einiger Altwasser des mittleren Oberrheins. Ein Beitrag zur Charakterisierung von Gewässern durch Wasserkäfer-Assoziationen (Insecta: Coleoptera). – Diss., Fachber. Biol. Johannes Gutenberg-Univ. Mainz. – 76 S. u. Anhang; Mainz.
- DETTNER, K. & KEHL, S. (2015): Adephege Wasserkäfer aus dem Südwesten des Ökologisch-Botanischen Gartens (ÖBG) der Universität Bayreuth. – *Berichte der Naturwissenschaftlichen Gesellschaft Bayreuth* **27**: 471-501.
- DISTER, E. (1981): Auenwälder. Ein Leben mit dem Wasser. – *Natur & Umwelt* **61**(4): 8-17.
- DWD (2018): Climate Data Center (CDC): Historische tägliche Stationsbeobachtungen (Temperatur, Druck, Niederschlag, Sonnenscheindauer, etc.) für Deutschland, Version v006.
- FRANK, J. & KONZELMANN, E. (2002): Die Käfer Baden-Württembergs 1950-2000. – *Naturschutz-Praxis, Artenschutz* 6. Landesanstalt für Umweltschutz Bad-Württ. (Hrsg.). – 260 S.; Karlsruhe.
- FREUDE, H. (1971): 3. Familie: Haliplidae, Wassertreter. 5. Familie: Gyrinidae. – In: FREUDE, H., HARDE, K. W. & LOHSE, G. A. (Hrsg.): *Die Käfer Mitteleuropas* **3**: 8-15 und 89-93; Krefeld.
- GENTILI, E. & SHAVERDO, H. (2016): Review of the genus *Laccobius* ERICHSON, 1837 from Armenia, Azerbaijan, and Georgia, with description of a new species. – *Koleopterologische Rundschau* **86**: 171-198.
- GLADITSCH, S. (1978): Zur Käferfauna des Rußheimer Altrheingebiets (Elisabethenwörth). – In: Der Rußheimer Altrhein, eine nordbadische Auenlandschaft. – *Natur- u. Landschaftsschutzgebiete Bad.-Württ.* **10**: 451-522; Karlsruhe (Landesanstalt für Umweltschutz Bad.-Württemberg).
- GULDE, J. (1921): Die Wanzen (Hemiptera-Heteroptera) der Umgebung von Frankfurt a.M. und des Mainzer

- Beckens. – Abhandlungen der Senckenbergischen Naturforschenden Gesellschaft **37**: 329-503.
- HELLMANN, C., SCHÖLL, F., WORISCHKA, S., BECKER, J. & WINKELMANN, C. (2017): River-specific effects of the invasive amphipod *Dikerogammarus villosus* (Crustacea: Amphipoda) on benthic communities. – *Biological Invasions* **19**(1): 381-398.
- HENDRICH, L. & BALKE, M. (1993): Bewertungsschema zur Eignung einer Insektengruppe („Wasserkäfer“) als Bioindikator (Indikator, Zielgruppe) für Landschaftsplanung und UVP in Deutschland. – *Insecta* **1**(2): 147-154.
- HERRMANN, A., SCHNABLER, A. & MARTENS, A. (2018a): Phenology of overland dispersal in the invasive crayfish *Faxonius immunitis* (HAGEN) in the Upper Rhine River area. – *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems* **419**(30). EDP Sciences.
- HERRMANN, A., STEPHAN, A., KELLER, M. & MARTENS, A. (2018b): Zusammenbruch der Makrozoobenthos-Diversität eines Kleingewässers nach der Invasion durch den Kalikokrebs *Orconectes immunitis*: eine Fallstudie. – *Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL): Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus)*: 160-166; Hardegen.
- HONOMICHL, K. (1998): *Biologie und Ökologie der Insekten. Ein Taschenlexikon.* – 678 S.; Stuttgart, Jena, Lübeck, Ulm (Gustav Fischer Verlag).
- KLAUSNITZER, B. (1996): Käfer im und am Wasser. – *Die neue Brehm-Bücherei*, Band **567**: 200 S.; Magdeburg (Westarp Wissenschaften).
- KOCH, K. (1972): Vergleichende Untersuchungen über die Bindung aquatiler Koleopteren an ihre Lebensräume im Neusser Raum. – *Decheniana* **124**(2): 69-112.
- KÖGEL, F. (1983): Neue und seltene Wasserwanzen (Heteroptera: Amphibiocorisae und Hydrocorisae) aus dem nördlichen Oberrheintiefland. – *Carolinea* **41**: 101-104.
- KÖGEL, F. (1984a): Die Prädatoren der Stechmückenlarven im Ökosystem der Rheinauen. – *Diss., Naturwiss.-Math. Gesamtfakultät Univ. Heidelberg.* – 367 S. u. Anhang; Heidelberg.
- KÖGEL, F. (1984b): Die Wasserschnecken des Oberrheingraben unter besonderer Berücksichtigung des Rhein-Neckar-Gebietes. – *Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg* **57/58**: 407-460.
- KÖGEL, F. (1987): Zur Biologie und Ökologie von *Rhanthus consputus* STRM. (Coleoptera, Dytiscidae). – *Entomologische Arbeiten aus dem Museum G. Frey Tutzing bei München* **35/36**: 5-19.
- LÖDERBUSCH, W. (1985): Wasserkäfer und Wasserwanzen als Besiedler neuangelegter Kleingewässer im Raum Sigmaringen. – *Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg* **59/60**: 421-456.
- LOHSE, G. A. (1971): 7. Familie: Hydraenidae. 8. Familie: Spercheidae. 2. Unterfamilie: Hydrophilinae. – In: FREUDE, H., HARDE, K. W. & LOHSE, G. A. (Hrsg.): *Die Käfer Mitteleuropas* **3**: 95-125, 126 und 141-156; Krefeld.
- LORENZ, J. (2010): Käferbeifänge am Licht (Coleoptera). – *Entomologische Nachrichten und Berichte* **54**(3-4): 1-20.
- MARTINI, E. (1920): Über Stechmücken, besonders deren europäische Arten und ihre Bekämpfung. – *Archiv für Schiffs- und Tropenhygiene* **24**(1).
- MERTENS, A. (2015): Der Kalikokrebs – eine wachsende Bedrohung für Amphibien und Libellen am Oberrhein. – *Naturschutzinfo Oktober 2015*: 1-3; Karlsruhe (LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg).
- OLIVIERA, R. C., BOAS, L. K. V. & BRANCO, C. C. Z. (2016): Assessment of the potential toxicity of glyphosate-based herbicides on the photosynthesis of *Nitella microcarpa* var. *wrightii* (Charophyceae). – *Phycologia* **55**(5): 577-584.
- PEUS, F. (1930): Stechmückenbekämpfung und Naturschutz. – *Das Aquarium. Eine Zeitschrift mit Bildern für Liebhaber, Schulen und Naturfreunde.* Heft 4-6. – Berlin (Hrsg. Dr. ERNST AHL).
- POISSON, R. (1957). *Heteropteres aquatiques.* – In: *Faune de France* **61**. – 263 S.; Paris.
- REICHHOLF, J. H. (1993): Comeback der Biber. *Ökologische Überraschungen.* – 232 S.; München (C. H. Beck).
- REICHHOLF, J. H. (2008): Traubenkirschen-Gespinstmotten *Yponomeuta evonymellus* in den Auen am unteren Inn: Häufigkeitsentwicklung und Ursache von Massenvermehrungen. *Mitteilungen der Zoologischen Gesellschaft Braunau* **9**(4): 273-282.
- REICHHOLF, J. H. (2015): *Mein Leben für die Natur. Auf den Spuren von Evolution und Ökologie.* – 638 S.; Frankfurt am Main (S. Fischer).
- REICHHOLF, J. H. (2017): *Das Verschwinden der Schmetterlinge.* – *Deutsche Wildtier Stiftung.* – 70 S. Hamburg.
- REICHHOLF, J. H. (2018): *Schmetterlinge. Warum sie verschwinden und was das für uns bedeutet.* – 287 S.; München (Carl Hanser Verlag).
- SACK, P. (1911): Aus dem Leben unserer Stechmücken. – 42. Bericht der Senckenbergischen Naturforschenden Gesellschaft in Frankfurt am Main: 309-322.
- SCHMID, G. (1972): Wanzen aus dem LSG „Taubergießen“ in Südbaden. – *Mitteilungen des Badischen Landesvereins für Naturkunde und Naturschutz*, N.F. **10**(3): 559-568.
- SCHAEFLEIN, H. (1971): 4. Familie: Dytiscidae, echte Schwimmkäfer. – In: FREUDE, H., HARDE, K. W. & LOHSE, G. A. (Hrsg.): *Die Käfer Mitteleuropas* **3**: 16-89; Krefeld.
- SCHÄFER, W. (1973-1974): Der Oberrhein, sterbende Landschaft? – *Natur und Museum* **103**(1): 1-29, **103**(3): 73-81, **103**(4): 110-123, **103**(5): 137-153, **103**(6): 177-192, **103**(9): 312-319, **104**(8): 248-252.
- SCHÖDL, S. (1991): Revision der Gattung *Berosus* LEACH. 1. Teil: Die paläarktischen Arten der Untergattung *Enoplurus* (Coleoptera: Hydrophilidae). – *Koleopterologische Rundschau* **61**: 111-135.

- SEEGER, W. (1971): Autökologische Laboruntersuchungen an Halipliden mit zoogeographischen Anmerkungen (Haliplidae; Coleoptera). – Archiv für Hydrobiologie **68**(4): 528-574.
- SINGER, K. (1955): Die Käfer (Coleoptera). Beiträge zur Fauna des unteren Maingebietes von Hanau bis Würzburg mit Einschluß des Spessarts. – Mitteilungen des Naturwissenschaftlichen Museums der Stadt Aschaffenburg, N.F. **7**: 272 S.
- STICHEL, W. (1955-1956): Illustrierte Bestimmungstabellen der Wanzen. II. Europa (Hemiptera-Heteroptera Europae). 1. Heft. – 168 S.; Berlin-Hermersdorf.
- SOUTHWOOD, T. R. E. & LESTON, D. (1959): Land and Water Bugs of the British Isles. – 436 S.; London & New York (Frederick Warne & Co. LTD).
- STRAUSS, G. & NIEDRINGHAUS, R. (2014): Die Wasserwanzen Deutschlands. Bestimmungsschlüssel für alle Nepo- und Gerromorpha. – 66 S.; Scheeßel (Wissenschaftlich Akademischer Buchvertrieb, Fründ).
- TIMMERMANN, U. & BECKER, N. (2017): Impact of routine *Bacillus thuringiensis israelensis* (Bti) treatment on the availability of flying insects as prey for aerial feeding predators. – Bulletin of Entomological Research **107**(6): 705-714.
- VERA, M. S., DI FIORI, E., LAGOMARSINO, L., SINISTRO, R., ESCARAY, R., IUMMATO, M. M., JUÁREZ, A., MOLINA, M. C. R., TELL, G. & PIZARRO, H. (2012): Direct and indirect effects of the glyphosate formulation Glifosato Atanor on freshwater microbial communities. – Ecotoxicology **21**(7): 1805-1816.
- VOGT, H. (1971): 1. Unterfamilie: Sphaeridiinae. – In: FREUDE, H., HARDE, K. W. & LOHSE, G. A. (Hrsg.): Die Käfer Mitteleuropas **3**: 127-140, Krefeld.
- VOIGT, K. (1978): Die Wanzen des Rußheimer Altrheingebiets. – In: Der Rußheimer Altrhein, eine nordbadische Auenlandschaft. – Die Natur- und Landschaftsschutzgebiete Baden-Württembergs **10**: 407-444; Karlsruhe (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg).
- WANG, C. LIN, X., LI, L. & LIN, S. (2016) Differential Growth Responses of Marine Phytoplankton to Herbicide Glyphosate. – PLoS ONE **11**(3): e0151633.
- WESENBERG-LUND, C. (1912): Biologische Studien über Dytisciden. – Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie, Suppl. **5**: 1-129.
- WESENBERG-LUND, C. (1943): Biologie der Süßwasserinsekten. – 682 S.; Kopenhagen, Berlin, Wien (Gyldendalske Boghandel u. J. Springer).