

Bewertung von Restrukturierungsmaßnahmen an der Ache (Oberösterreich) anhand von Libellen (Odonata) – Anwendung des Konzeptes der biozönotischen Regionen

Andreas Chovanec

Krotenbachgasse 68, A-2345 Brunn am Gebirge, andreas.chovanec@bmnt.gv.at

Abstract

Assessment of regeneration measures at the river Ache (Upper Austria) based on Odonata – application of the Rhithron-Potamon-Concept – The Rhithron-Potamon-Concept explains the changes in species composition along a river's length. These longitudinal zonation patterns are described by biocoenotic regions. In the present paper, this concept is applied to the Austrian dragonfly fauna. Species-specific preferences for the biocoenotic regions are expressed by the allocation of ten valency points per species. A scheme for the assessment of the ecological status of rhithron sections was developed focusing on the definition of rivertype-specific reference Odonata species. In 2017, this method was applied at both a metarhithron stretch and a stretch in the transition zone of metarhithron and hyporhithron of the Ache, a river in Upper Austria. The methodological approach revealed as sensitive – also on a small scale – to detect and evaluate the impacts of regulation and rehabilitation measures as well as potamalisation effects due to impoundment.

Zusammenfassung

Im vorliegenden Beitrag wird das Rhithron-Potamon-Konzept, das die Veränderung der aquatischen Lebensgemeinschaft entlang des longitudinalen Fließgewässerkontinuums durch biozönotische Regionen beschreibt, auf die Libellenfauna Österreichs angewendet. Die artspezifische Präferenz für die jeweiligen biozönotischen Regionen wurde numerisch durch die Vergabe von zehn Valenzpunkten ausgedrückt. Die Entwicklung eines darauf basierenden Bewertungsschemas für die Bestimmung des ökologischen Zustandes des – gegenüber dem Potamal – artenärmeren Rhithrals erfolgte auf der Grundlage der Festlegung von Referenzarten: aus ökologischer Sicht eng eingemischten Leit- und weniger eng eingemischten Begleitarten. Die Methode wurde im Jahr 2017 an zwei Abschnitten der Ache, eines Flusses in Oberösterreich, angewendet, die dem Metarhithral bzw. dem Übergang Meta-/Hyporhithral angehören. Der Ansatz erwies sich – auch kleinräumig – als sensitiv und geeignet, Erfolge von Restrukturierungsmaßnahmen, die Auswirkungen von Regulierungen und die Potamalisierungseffekte von Rückstau nachweisen und bewerten zu können.

Einleitung

Die Kenntnis um die Veränderung der Zönosen entlang des longitudinalen Fließgewässerkontinuums spiegelte sich schon vor längerer Zeit in der Definition von Fischregionen wider (BORNE 1877; THIENEMANN 1925). Die Einbeziehung des Makrozoobenthos sowie physiographischer, physikalischer und morphologischer Faktoren (z.B. HUET 1949) war die Voraussetzung für die Definition der biozönotischen Regionen (ILLIES 1961; ILLIES & BOTOSANEANU 1963). MOOG (1992) integrierte auch das Litoral und das Profundal in dieses „Rhithron-Potamon-Konzept“ genannte System, das die limnischen Lebensgemeinschaften gemäß ihrer längenzonalen Verteilung, wie in Tabelle 1 dargestellt, differenziert.

Angaben zur biozönotischen Region gehören zu den wesentlichsten Parametern innerhalb der Gewässertypisierung (z.B. BRAUKMANN 1987; MOOG 1995; WIMMER et al. 2007), die spätestens seit Inkrafttreten der EU Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) die verbindliche methodische Basis im Rahmen der typspezifischen Bewertung des ökologischen Zustandes von Gewässern darstellt. Ähnlich der artspezifischen Vergabe der saprobiellen Valenzen im Rahmen der Methodik zur Bestimmung der biologischen Gewässergüte (ZELINKA & MARVAN 1961), wird durch die Vergabe von zehn Valenzpunkten die Präferenz von Arten für biozönotische Regionen und damit auch die Wahrscheinlichkeit ihres Auftretens an bestimmten Gewässertypen ausgedrückt (MOOG 1993). Diese numerischen Einstufungen der autökologischen Ansprüche stellen die essenzielle Basis für die makrozoobenthosbasierte Gewässerbewertung im Sinne der WRRL dar, die es ermöglicht u.a. Potamalisierung- und Rhithralisierungseffekte an Fließgewässern nachweisen und bewerten zu können (MOOG & CHOVANEC 2000; MOOG & HARTMANN 2017): Werden flussmorphologische Parameter geändert, kommt es zu Störungen der Strömungs- und damit auch der Substrat- und Temperaturverhältnisse; im Fall der Auswirkungen insbesondere von Aufstau und Flussbettaufweitungen (Reduzierung der Strömungsgeschwindigkeit und Schleppkraft) spricht man von Potamalisierung, Regulierungen und Begradigungen von Flussläufen bewirken in der Regel Rhithralisierungen (Erhöhung von Strömungsgeschwindigkeit, Schleppkraft und Eintiefung). Damit verbunden sind entsprechende Veränderungen der aquatischen Lebensgemeinschaften.

Im Rahmen dieser Arbeit wird das Rhithron-Potamon-Konzept auf Libellen angewendet: Die Präferenzen der 78 in Österreich vorkommenden Arten (HOLZINGER et al. 2015) für biozönotische Regionen wurden durch jeweils zehn Valenzpunkte ausgedrückt (CHOVANEC et al. 2017). Darauf aufbauend wurde ein Bewertungssystem für metarhithrale Gewässer entwickelt, das auf der Definition von Leit- und Begleitarten beruht (CHOVANEC 2018). In der vorliegenden Studie wird die Methode auf den Übergangsbereich Meta-/Hyporhithral erweitert. Fließgewässeroberläufe sind aufgrund der geringeren Zahl natürlicherweise vorkommender Libellenarten nicht für Bewertungsansätze geeignet, die auf

Tabelle 1: Einteilung von aquatischen Zönosen in Abhängigkeit von der längenzonalen Verteilung nach bizönotischen Regionen. – **Table 1.** Aquatic coenoses in the Rhithron-Potamon-Concept (MOOG 1993).

Zönose	Abkürzung	Gewässer-/Fischregion
Eukrenalzönose	EUK	Quellbereich
Hypokrenalzönose	HYK	Quellbach
Epirhithralzönose	ER	obere Forellenregion
Metarhithralzönose	MR	untere Forellenregion
Hyporhithralzönose	HR	Äschenregion
Epipotamalzönose	EP	Barbenregion
Metapotamalzönose	MP	Brachsenregion
Hypopotamalzönose	HP	Brackwasser-, Kaulbarsch-, Flunderregion
Litoralzönose	LIT	Ufer stehender Gewässer
Profundalzönose	PRO	Seeböden

dem Nachweis von Libellenassoziationen basieren. Derartige Methoden haben sich zur Evaluierung von Gewässern mit potamalem Charakter bewährt (z.B. CHOVANEC et al. 2015; CHOVANEC 2017a).

Ziel der vorliegenden Arbeit war die libellenkundliche Bewertung von Restrukturierungen, die an der Ache, einem Fluss in Oberösterreich, durchgeführt worden waren, unter Anwendung des Rhithron-Potamon-Konzeptes. Von den Maßnahmen waren sowohl ein metarhithraler Abschnitt als auch ein Abschnitt im Übergang Metarhithral/Hyporhithral betroffen. Bewertungskriterium war der gewässertypspezifische Parameter „libellenökologischer Zustand“.

Untersuchungsgebiet: die Ache in Oberösterreich

Die Ache entspringt am nördlichen Abhang des Kobernaußerwaldes in rund 660 m ü. NHN. Nach rund 39 Kilometern mündet sie mit der Flussordnungszahl 5 in den Inn. Die Größe des Einzugsgebietes beträgt 315,1 km². Das Gewässer liegt in der Ökoregion Zentrales Mittelgebirge und im Inn- und Hausruckviertler Hügelland der Bioregion Bayerisch-Österreichisches Alpenvorland. Im Oberlauf, an dem der metarhithrale Untersuchungsabschnitt liegt, wird der Fluss Waldzeller Ache, im Mittellauf Pollinger Ache und im Unterlauf mit dem meta-/hyporhithralen Untersuchungsabschnitt Mühlheimer Ache genannt. Beide Abschnitte weisen ein winterpluviales Abflussregime und einen saprobiologischen Grundzustand von 1,75 auf (ILLIES 1978; WIMMER & MOOG 1994; FINK et al. 2000; MOOG et al. 2001; WIMMER & WINTERSBERGER 2009; KAPFER et al. 2012). Im Abschnitt Wald-

zeller Ache wurden vier, im Abschnitt Mühlheimer Ache drei Untersuchungsstrecken mit jeweils 100 m Länge kartiert.

Untersuchungsabschnitte und -strecken

Abschnitt Waldzeller Ache bei Kirchheim (KH):

Die vier Untersuchungsstrecken (KH1–4; Koordinaten des obersten Abschnittes KH1: 48°12'06"N, 13°21'58"E) an der Waldzeller Ache in der Gemeinde Kirchheim (Bezirk Ried im Innkreis) liegen zwischen 447 und 429 m ü. NHN in einem etwa 1.600 m langen Abschnitt (Fluss-km 18,1–19,7), der im Zeitraum von 2015 bis Anfang 2016 Gegenstand umfangreicher Hochwasserschutz- und Restrukturierungsmaßnahmen war: Aufweitungen, Erhöhung der Sinuosität z.B. durch das Einbringen von Wurzelstock-, Holz- und Steinbuhnen. Die Größe des Einzugsgebietes der Waldzeller Ache in diesem Bereich beträgt 76 km². Der Abschnitt ist aus längenzonaler Sicht dem Metarhithral zuzuordnen (WIMMER & WINTERSBERGER 2009). Die Strecken KH1 bis KH3 grenzten aneinander, KH4 lag etwa 600 m unterhalb von KH3.

Abschnitt Mühlheimer Ache bei Altheim (AH):

Der Abschnitt Altheim liegt etwa 14 km (Fluss-km 4,2–6,5) unterhalb des Abschnittes Kirchheim. Die drei Untersuchungsstrecken liegen auf etwa 350 m ü. NHN. Die Größe des Einzugsgebietes der Mühlheimer Ache in diesem Bereich beträgt 194 km². Der Fluss ist aus längenzonaler Sicht dem Metarhithral im Übergang zum Hyporhithral zuzuordnen (WIMMER & WINTERSBERGER 2009). Die beim Pegel Altheim gemessene Mittelwasserführung beträgt etwa 3,5 m³/s. Restrukturierungsmaßnahmen wurden 2008 durchgeführt: Aufweitungen, Einbringen von Buhnen. Es erfolgten Kartierungen an drei Untersuchungsstrecken in (AH1 und AH2) bzw. knapp unterhalb der Stadtgemeinde Altheim, Bezirk Braunau am Inn (AH3). Die Koordinaten des obersten Abschnittes (AH1) lauten: 48°15'02"N, 13°13'18"E. Die Charakteristik der sieben Untersuchungsstrecken ist Tabelle 2 und den Abbildungen 1–7 zu entnehmen. Die Ufervegetation war an allen Strecken von folgenden Pflanzen dominiert: Weidenaufwuchs *Salix* sp., Große Brennnessel *Urtica dioica*, Rohrglanzgras *Phalaris arundinacea*, Ampfer *Rumex* sp., Blutweiderich *Lythrum salicaria*, Drüsiges Springkraut *Impatiens glandulifera*, Zottiges Weidenröschen *Epilobium hirsutum*, Bachbunze *Veronica beccabunga*, Wasserrminze *Mentha aquatica*, Wasserpfeffer *Persicaria hydropiper* und terrestrische Wiesenvegetation. Am Abschnitt Altheim waren auch Bestände von Japanischem Staudenknöterich *Fallopia japonica* prägend.

Erhebungsmethode

An Waldzeller und Mühlheimer Ache wurden im Jahr 2017 an den folgenden fünf Terminen Begehungen durchgeführt, um das repräsentative Artenspektrum zu erheben: 26.–27.05., 12.–13.06., 04.–05.07., 07.–08.08. und 25.–27.08. (vgl. dazu auch SCHMIDT 1985, CHOVANEC et al. 2015). Erhoben wurden Imagines durch

Tabelle 2: Beschreibung der sieben Untersuchungsstrecken. – **Table 2.** Description of the seven investigated river stretches. **KH1–4** Waldzeller Ache bei/at Kirchheim; **AH1–3** Mühlheimer Ache bei/at Altheim.

	KH1	KH2	KH3	KH4	AH1	AH2	AH3
Fließstrecke	x		x	x	x	x	x
Restwasser	x	x		x			
Staubereich		x					x
Breite	6 m	7 m	7 m	10 m	30 m	30 m	40 m
Strömung	bis 20 cm ⁻¹	wenige cm ⁻¹	bis 40 cm ⁻¹	bis 40 cm ⁻¹	wenige cm ⁻¹ bis 40 cm ⁻¹	bis 50 cm ⁻¹	wenige cm ⁻¹ bis 30 cm ⁻¹
Steine	x			x	x	x	
Grobkies	x	x	x	x	x	x	x
Feinkies	x	x	x	x	x		x
Detritus		x					x
ingenieurbiolog. Strukturen	x		x	x	x		x
Blockwurf	x		x	x	x	x	x
Kiesbänke	x	x	x	x	x	x	x
Inseln					x	x	x
Abbildungs-Nr.	1	2	3	4	5	6	7

Kescherfang bzw. Sicht- und Fotonachweise sowie frischgeschlüpfte Individuen durch Sicht- und Fotonachweise. Gefangene Tiere wurden nach der sofortigen Bestimmung im Feld freigelassen. Exuvien wurden nicht gezielt gesucht, bei Fund wurden die Larvenhäute gesammelt und bestimmt. Die Begehungen fanden an windstillen bzw. möglichst windberuhigten, sonnigen Tagen zwischen 10 und 16 Uhr MESZ statt. Die 100 m langen Strecken wurden bei jeder Kartierung zwei Mal begangen, die Dauer betrug jeweils ein bis zwei Stunden.

Abundanzen

Die Häufigkeiten der an den Strecken gesichteten Libellen werden in Abundanzklassen angegeben: 1 – Einzelfund; 2 – selten; 3 – häufig; 4 – sehr häufig; 5 – massenhaft. Bei der Übertragung der Individuenzahlen in Abundanzklassen wurde der unterschiedliche Raumanpruch der Libellenfamilien berücksichtigt: Das heißt, für manche revierbildende Großlibellenarten sind beispielsweise andere Individuenzahlen der Klasse „häufig“ zu Grunde zu legen als für viele in höheren Zahlen auftretende Kleinlibellenarten (siehe Tab. 3). Für die Bewertungen und die Darstellung der Ergebnisse war der für die einzelnen Arten an einer 100 m-Strecke in der Untersuchungsperiode nachgewiesene maximale Individuen-Ta-

gesbestand ausschlaggebend. Die Rohdaten der streckenbezogenen Ergebnisse sind CHOVANEC (2017b) zu entnehmen.

Bodenständigkeit

Die sichere Bodenständigkeit einer Art an einer Untersuchungsstrecke wurde durch den Fund von frisch geschlüpften Individuen und / oder Exuvien belegt.

Die Bodenständigkeit einer Art an einer Strecke galt als wahrscheinlich, wenn

- Reproduktionsverhalten (Kopula, Tandem, Eiablage) zu beobachten war und/oder
- die Abundanzen der nachgewiesenen Imagines pro 100 m in Klasse 3, 4 oder 5 eingestuft wurden (Tab. 3).



Abbildung 1: Untersuchungsstrecke KH1, 05.07.2017. – **Figure 1.** Investigated stretch KH1, 05-vii-2017. Photo: ACh



Abbildung 2: Untersuchungsstrecke KH2, Blick flussauf in Richtung KH1, 07.08.2017. – **Figure 2.** Investigated stretch KH2, with a view towards KH1, 07-viii-2017. Photo: ACh



Abbildung 3: Untersuchungsstrecke KH3, 05.07.2017. – **Figure 3.** Investigated stretch KH3, 05-vii-2017. Photo: ACh



Abbildung 4: Untersuchungsstrecke KH4, 05.07.2017. – **Figure 4.** Investigated stretch KH4, 05-vii-2017. Photo: ACh

Tabelle 3: Zuordnung der Individuenzahlen pro 100 m zu Abundanzklassen. – **Table 3.** Allocation of numbers of specimens per 100 m riparian stretch to abundance classes (CHOVANEC et al. 2015).

	1 Einzelfund	2 selten	3 häufig	4 sehr häufig	5 massenhaft
Zygoptera ohne Calopterygidae	1	2–10	11–25	26–50	>50
Calopterygidae und Libellulidae	1	2–5	6–10	11–25	>25
Anisoptera ohne Libellulidae	1	2	3–5	6–10	>11



Abbildung 5: Untersuchungsstrecke AH1, 27.05.2017. – **Figure 5.** Investigated stretch AH1, 27-v-2017. Photo: ACh



Abbildung 6: Untersuchungsstrecke AH2 mit Inseln unterhalb einer fischpassierbaren Rampe, 27.05.2017. – **Figure 6.** Investigated stretch AH2 with islands downstream from a former weir, now passable for fish, 27-v-2017. Photo: ACh

Abbildung 7: Untersuchungsstrecke AH3, 13.06.2017. – **Figure 7.** Investigated stretch AH3, 13-vi-2017. Photo: ACh



Die Bodenständigkeit einer Art an einer Untersuchungsstrecke wurde als möglich angenommen, wenn Imagines in Abundanzklasse 1 oder 2 bei Begehungen an zumindest zwei unterschiedlichen Tagen (auch desselben Termins) an derselben Strecke nachzuweisen waren.

Die Bodenständigkeit einer Art an einem der beiden Abschnitte (Waldzeller Ache, Mühlheimer Ache) wurde als sicher, wahrscheinlich oder möglich angenommen, wenn eine entsprechende Klassifizierung dieser Art für zumindest eine Strecke des Abschnitts vorlag. Darüber hinaus wurde die Bodenständigkeit als möglich angenommen, wenn Individuen einer Art auch in Abundanzklasse 1 oder 2 an mehreren Untersuchungsstrecken des Gewässerabschnittes nachgewiesen wurden.

Gefährdungstatus

Der Gefährdungs- und Schutzstatus der Arten fließt in den Bewertungsprozess nicht ein, wird aber in der Darstellung der Ergebnisse als zusätzliche Information angegeben, da mit entsprechenden Funden naturschutzrechtliche Verpflichtungen verbunden sein können (Natura 2000). Es wurde daher überprüft, ob nachgewiesene Arten in den Anhängen der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie der EU gelistet sind. Die Einstufungen der Arten in Gefährdungskategorien für Österreich wurden der Roten Liste von RAAB (2006) entnommen. Es wurde auch die Rote Liste für Europa (KALKMAN et al. 2010) herangezogen.

Bewertungsmethode

Die nachfolgend beschriebene, zur Bewertung der Restrukturierungsmaßnahmen angewendete Methode folgt den Vorgaben der WRRL und basiert auf einem Vergleich eines Inventars gewässertypspezifischer Leit- und Begleitarten mit dem vorgefundenen Status quo. Allfällige Abweichungen werden in einem fünfstufigen Schema des libellenökologischen Zustandes abgebildet, wobei der Referenzzustand dem „sehr guten“ Zustand entspricht. Ziel ist die Erreichung des „guten ökologischen Zustandes“, wobei – gemäß den Vorgaben der WRRL – die Verschlechterung von mit „sehr gut“ bewerteten Gewässerabschnitten nicht zulässig ist. Die gewässertypologische Differenzierung erfolgt auf der Grundlage zoogeographischer Kriterien durch die Zuordnung des betreffenden Gewässers in die betreffende Ökoregion (Zentrales Mittelgebirge; ILLIES 1978) und Bioregion (Bayerisch-Österreichisches Alpenvorland; MOOG et al. 2001). Für die Makrozoobenthosfauna sind in Österreich 15 Bioregionen festgelegt. Unter Bioregion wird eine geographische Einheit verstanden, die durch gebietstypische aquatische Lebensgemeinschaften charakterisiert ist und sich dadurch eindeutig von anderen Bioregionen unterscheidet. Für die innere Differenzierung von Gewässern innerhalb der Bioregionen wird im Rahmen der vorliegenden Arbeit die Zuteilung von Abschnitten zu biozönotischen Regionen herangezogen (BMLFUW 2017).

Die längenzonale Verbreitung der in Österreich vorkommenden 78 Arten wurde durch Zuteilung von jeweils zehn Valenzpunkten ausgedrückt (CHOVANEC et al. 2017). Es kamen daher insgesamt 780 Valenzpunkte zur Vergabe. Basis für die Erstellung der Bewertungssysteme für Rhithralgewässer waren jene in Österreich vorkommenden Arten, die zumindest einen Valenzpunkt im Rhithral aufweisen. Im Rahmen der vorliegenden Studie fanden jene Arten keine Berücksichtigung, deren Vorkommen in der Bioregion Bayerisch-Österreichisches Alpenvorland nicht wahrscheinlich ist oder deren Hauptlebensraum anderen Gewässertypen zuzurechnen ist (Tab. 4): *Chalcolestes parvidens*, *Coenagrion hylas*, *C. mercuriale*, *C. ornatum*, *Cordulegaster heros* und *Somatochlora meridionalis* sind in Oberösterreich nicht nachgewiesen (HOLZINGER et al. 2015). *Cordulegaster bidentata* kommt im Krenal und Epirhithral sowie im quellnäheren Metarhithral vor; das Vorkommen von *Orthetrum coerulescens* konzentriert sich in der Regel auf Kleinst- und Kleingewässer (vgl. dazu STERNBERG & BUCHWALD 2000; STERNBERG et al. 2000a; RAAB et al. 2006: 176ff; WILDERMUTH & MARTENS 2014: 444ff).

Für metarhithrale Gewässer der Bioregion Bayerisch-Österreichisches Alpenvorland sind die Leit- und Begleitarten wie folgt festgelegt worden (CHOVANEC 2018): Wie aus Tabelle 4 ersichtlich, verteilen sich die neun Punkte auf sechs Arten, was einen Schnitt von 1,5 Punkten pro Art bedeutet. Als Leitarten wurden jene Arten definiert, deren Valenzpunkte für das Metarhithral diesen Wert übertreffen:

Calopteryx virgo, *Cordulegaster boltonii*, *Onychogomphus forcipatus*.

Begleitarten sind jene Arten, die nur einen Valenzpunkt für das Metarhithral aufweisen:

Ophiomphus cecilia, *Orthetrum brunneum*, *Pyrrhosoma nymphula*.

Das darauf beruhende Schema zur Bewertung metarhithraler Gewässer der Bioregion Bayerisch-Österreichisches Alpenvorland ist in Tabelle 5 dargestellt.

Für Gewässer der Bioregion Bayerisch-Österreichisches Alpenvorland im Übergangsbereich Meta-/Hyporhithral sind die Leit- und Begleitarten wie folgt festgelegt worden: Es werden jene Arten berücksichtigt, die zumindest einen Punkt in zumindest einer der beiden biozönotischen Regionen aufweisen. Die Punkte aus den beiden biozönotischen Regionen wurden für jede Art addiert (Tab. 4). Die Summe der Punkte wurde durch Anzahl der entsprechenden Arten dividiert: Die insgesamt 31 Punkte verteilen sich auf zwölf Spezies, was einen Schnitt von 2,6 Punkten pro Art bedeutet (Tab. 4). Entsprechend der Vorgehensweise für das Metarhithral wurden als Leitarten jene Spezies definiert, deren Valenzpunkte für das Metarhithral und das Hyporhithral diesen Wert übertreffen:

Calopteryx virgo, *Cordulegaster boltonii*, *Onychogomphus forcipatus*, *Ophiomphus cecilia*.

Table 4: Libellenarten Österreichs in alphabetischer Reihenfolge mit zumindest einem Valenzpunkt im Rhithral; Abkürzungen der biozönotischen Region siehe Tabelle 1; in Klammern jene Arten, deren Vorkommen bei den Gewässertypen der Bioregion Bayerisch-Österreichisches Alpenvorland nicht wahrscheinlich ist; markierte Spalten heben jene biozönotischen Regionen hervor, denen die bearbeiteten Gewässerabschnitte zugeordnet sind. – **Table 4.** Odonate species of Austria (in alphabetical order) with at least one valency point for the rhithron zone; abbreviations of the biocoenotic regions see Table 1; in parentheses those species which probably do not occur at these river types in the Bavarian-Austrian Foothills of the Alps, columns of the biocoenotic regions of the river sections investigated are marked.

biozönotische Region	EUK	HYK	ER	MR	HR	MR+HR	EP	MP	HP	LIT
Arten										
<i>Anax imperator</i>					1	1	1	1	1	6
<i>Calopteryx splendens</i>					1	1	4	3	1	1
<i>Calopteryx virgo</i>				2	6	8	2			
<i>Chalcolestes viridis</i>					1	1	1	1	1	6
(<i>Chalcolestes parvidens</i>)					1		1	2	1	5)
(<i>Coenagrion hylas</i>)	1	1	1							7)
(<i>Coenagrion mercuriale</i>)	1	1	2	2	2		2)			
(<i>Coenagrion ornatum</i>)		1		2	3		4)			
(<i>Cordulegaster bidentata</i>)	2	3	3	2)						
<i>Cordulegaster boltonii</i>	1	2	3	2	2	4				
(<i>Cordulegaster heros</i>)		1	3	3	3)					
<i>Gomphus vulgatissimus</i>					2	2	5	1	1	1
<i>Ischnura elegans</i>					1	1	2	2	1	4
<i>Onychogomphus forcipatus</i>				2	3	5	3		1	1
<i>Ophiogomphus cecilia</i>				1	2	3	5	2		
<i>Orthetrum brunneum</i>	1	1		1	1	2	1	1	1	3
(<i>Orthetrum coerulescens</i>)	2	1	1	1	1		1		1	2)
<i>Platycnemis pennipes</i>					1	1	2	4		3
<i>Pyrrhosoma nymphula</i>		1		1	1	2	1	1	1	4
(<i>Somatochlora meridionalis</i>)		1		1	2		3	2		1)
Summe Valenzpunkte	9			9	22	31				

Begleitarten sind jene Spezies, denen in Summe weniger als 2,6 Punkte für beide biozönotische Regionen zugeteilt wurden:

Anax imperator, *Calopteryx splendens*, *Chalcolestes viridis*, *Gomphus vulgatissimus*, *Ischnura elegans*, *Orthetrum brunneum*, *Platycnemis pennipes*, *Pyrrhosoma nymphula*.

Tabelle 5: Bewertungsschema für Gewässer des Metarhithrals der Bioregion Bayerisch-Österreichisches Alpenvorland. – **Table 5.** Classification of the ecological status of metarhithron rivers situated in the bioregion Bavarian-Austrian Foothills of the Alps; **x** sicher, wahrscheinlich oder möglicherweise bodenständiges Vorkommen, occurrence of certainly, probably or possibly autochthonous populations; Klassen des ökologischen Zustandes, classes of ecological status: **I** sehr gut, high; **II** gut, good; **III** mäßig, moderate; **IV** unbefriedigend, poor; **V** schlecht, bad.

Leitarten	Ökologischer Status															
	I			II			III			IV	V					
<i>Calopteryx virgo</i>	x	x	x	x	x	x			x		x					
<i>Cordulegaster boltonii</i>	x		x		x		x	x		x						
<i>Onychogomphus forcipatus</i>	x	x			x	x		x		x						
bodenständige Begleitarten	≥0	>1	>1	>1	0;1	0;1	≥0	≥1	≥1	1	0	0	>1	0	1	0

Da diese Liste der Begleitarten mehr Spezies umfasst als jene des Metarhithrals, wurden – im Sinne einer schärferen Differenzierung – im Bewertungsschema (Tab. 6) Arten mit vorwiegend sedimentgebundener larvaler Lebensweise (*G. vulgarissimus*, *O. brunneum*) von anderen unterschieden.

Fragestellungsbedingt beziehen sich die Bewertungen des ökologischen Zustandes auf die jeweiligen Untersuchungsstrecken. Von einer Bewertung des gesamten Gewässerabschnittes oder eines Wasserkörpers wird abgesehen, da hierfür eine für den gesamten Abschnitt bzw. Wasserkörper repräsentative Auswahl von Untersuchungsstrecken erforderlich wäre.

Ergebnisse

Ache gesamt

An den sieben Untersuchungsstrecken erfolgte der Nachweis von insgesamt 18 Arten (Tab. 7). Davon waren zwölf Arten zumindest an einer der Strecken sicher, wahrscheinlich oder möglicherweise bodenständig. An allen sieben Strecken wurde *C. virgo* wahrscheinlich bodenständig gefunden; an allen Strecken, deren ökologischer Zustand mit „gut“ bewertet wurde, trat *O. forcipatus* sicher oder möglicherweise bodenständig auf. An sechs Strecken wurden *A. imperator* und *O. brunneum* gesichtet. Sieben Spezies aus dem Gesamtartenspektrum sind in der Roten Liste gefährdeter Libellenarten für Österreich angeführt: drei davon sind

Tabelle 6: Bewertungsschema für Gewässer im Übergang Metarhithral/Hyporhithral der Bioregion Bayerisch-Österreichisches Alpenvorland. – **Table 6.** Classification of the ecological status of waterbodies in the transition zone metarhithron/hyporhithron situated in the bioregion Bavarian-Austrian Foothills of the Alps; **x** sicher, wahrscheinlich oder möglicherweise bodenständiges Vorkommen von *Calopteryx virgo* bzw. mindestens einer Art aus den Gruppen Leitarten, sedimentgebundene Begleitarten, sonstige Begleitarten, occurrence of certainly, probably or possibly autochthonous populations of *Calopteryx virgo* or at least one species of the three groups of reference species; Klassen des ökologischen Zustandes, classes of ecological status: **I** sehr gut, high; **II** gut, good; **III** mäßig, moderate; **IV** unbefriedigend, poor; **V** schlecht, bad.

Leitarten	Ökologischer Zustand				
	I	II	III	IV	V
<i>Calopteryx virgo</i>	x	x x x	x x	x x	
<i>C. boltonii</i> , <i>O. forcipatus</i> , <i>O. cecilia</i> bodenständige, sedimentgebundene Begleitarten	x	x x x x x x	x		
<i>G. vulgatissimus</i> , <i>O. brunneum</i> bodenständige sonstige Begleitarten	x	x	x x	x x	x x

gefährdet, vier potenziell gefährdet. Keine der Arten wird in der Roten Liste für Europa oder in den Anhängen der FFH-Richtlinie genannt. Der libellenökologische Zustand von fünf Strecken wurde mit „gut“, eine Strecke wurde mit „mäßig“, eine mit „unbefriedigend“ bewertet (CHOVANEC 2017b).

Waldzeller Ache

An den vier Untersuchungsstrecken der metarhithralen Waldzeller Ache im Bereich Kirchheim wurden insgesamt 17 Libellenarten nachgewiesen; elf Arten waren an zumindest einer Strecke wahrscheinlich oder möglicherweise bodenständig. Durch die Einzelsichtungen von *P. nymphula* und *Libellula depressa* an jeweils zwei Strecken erhöht sich bei einer abschnittsbezogenen Betrachtung die Anzahl bodenständiger Arten auf 13. Alle drei Leitarten (*C. virgo* und *O. forcipatus* wahrscheinlich bzw. möglicherweise bodenständig; *C. boltonii* nicht bodenständig) und zwei der drei Begleitarten (*O. brunneum* wahrscheinlich bodenständig, *P. nymphula* bei abschnittsbezogener Betrachtung möglicherweise bodenständig) konnten gesichtet werden. Der ökologische Zustand von drei der vier Strecken (KH1, KH3, KH4) wurde mit „gut“ bewertet (Tab. 5). Das Artenspektrum an diesen drei Strecken umfasste insgesamt elf Arten, fünf davon waren an zumindest einer Strecke wahrscheinlich oder möglicherweise bodenständig (Tab. 7) Die Strecke KH1 ist aufgrund des Nachweises der drei Leitarten *C. virgo* (wahrscheinlich bodenständig), *O. forcipatus* (möglicherweise bodenständig) und *C. boltonii* (Einzelfund) hervorzuheben. Darüber hinaus konnte mit *O. brunneum* (nicht bo-

Tabelle 7: An Waldzeller und Mühlheimer Ache nachgewiesene Libellenarten. 1–5. – **Table 7.** Odonata species recorded at Waldzeller and Mühlheimer Ache. 1–5. Abundanzklassen (siehe Tab. 3), Abundance classes (see Tab. 3); **KH** Kirchheim, **AH** Altheim; ******* sicher bodenständig, certainly autochthonous; ****** wahrscheinlich bodenständig, probably autochthonous; ***** möglicherweise bodenständig, possibly autochthonous; **PG** potenziell gefährdet, near threatened; **G** gefährdet, vulnerable; libellen-ökologischer Zustand, ecological status: **I** sehr gut, high; **II** gut, good; **III** mäßig, moderate; **IV** unbefriedigend, poor; **V** schlecht, bad.

	RL	KH1	KH2	KH3	KH4	AH1	AH2	AH3
<i>Calopteryx splendens</i>	PG				1	1	1	1
<i>Calopteryx virgo</i>	PG	3**	4**	4**	3**	3**	4**	5**
<i>Coenagrion puella</i>			2**			1		1
<i>Coenagrion pulchellum</i>	G		1					
<i>Enallagma cyathigerum</i>			2*				1	
<i>Ischnura elegans</i>			2*			1		2*
<i>Pyrrhosoma nymphula</i>			1		1			
<i>Platycnemis pennipes</i>			4**					1
<i>Aeshna cyanea</i>						1		1*
<i>Aeshna mixta</i>		1	1*	1*		1		1*
<i>Anax imperator</i>		1	1*	1*	1*	1*	1	
<i>Onychogomphus forcipatus</i>	G	2*		2*	2*	1*		4***
<i>Cordulegaster boltonii</i>	G	1						
<i>Libellula depressa</i>			1		1			1
<i>Orthetrum brunneum</i>	PG	2	2**	2*	3**	2		1
<i>Sympetrum fonscolombii</i>	PG		1					
<i>Sympetrum striolatum</i>			3**		1			
<i>Sympetrum vulgatum</i>		1	2*			1		
Artenzahl gesamt		7	14	5	8	10	4	10
Anzahl bodenständiger Arten		2	10	5	4	3	1	5
Anzahl sicher bdst. Arten ***		0	0	0	0	0	0	1
Anzahl wahrscheinlich bdst. Arten **		1	5	1	2	1	1	1
Anzahl möglicherweise bdst. Arten *		1	5	4	2	2	0	3
Anzahl s./w./m. bdst. Leitarten		2	1	2	2	2	1	2
Anzahl s./w./m. bdst. Begleitarten		0	1	1	1	1	0	1
libellenökologischer Zustand		II	III	II	II	II	IV	II

denständig) auch eine Begleitart gesichtet werden. Insgesamt erfolgten somit an KH1 Funde von vier der sechs Referenzarten.

Die zwischen KH1 und KH3 liegende Strecke KH2 ist ein Rückstaubereich der Waldzeller Ache, der nur bei höherem Durchfluss in stärkerem Maß durchströmt ist. Hier schlugen sich die daraus resultierenden Potamalisierungseffekte in einer schlechteren Bewertung („mäßiger ökologischer Zustand“) nieder, da nur eine Leitart (*C. virgo*) und eine Begleitart (*O. brunneum*) wahrscheinlich bodenständig nachgewiesen wurden. Mit *O. forcipatus* fehlte eine Leitart, die an den anderen Strecken des Abschnittes bodenständig nachzuweisen war. Die Gesamtartenzahl und die Zahl wahrscheinlich und möglicherweise bodenständiger Arten waren an KH2 mit 14 bzw. zehn höher als an den anderen Strecken des Untersuchungsabschnittes der Waldzeller Ache. Das Artenspektrum enthält einen hohen Anteil limnophiler Arten (*Coenagrion puella*, *C. pulchellum*, *Enallagma cyathigerum*, *L. depressa*, *Sympetrum fonscolombii*, *S. striolatum*, *S. vulgatum*) und Arten, die sowohl Fließgewässersysteme als auch stehende Gewässer besiedeln (*I. elegans*, *P. pennipes*). Alle an der Strecke KH3 gesichteten Arten waren wahrscheinlich oder möglicherweise bodenständig. *Aeshna mixta* trat an den Strecken KH1–3 auf, *A. imperator* wurde an allen vier Strecken dieses Gewässerabschnittes beobachtet. Es wurden am Untersuchungsabschnitt Waldzeller Ache insgesamt sechs Arten gesichtet, die in einer der Gefährdungskategorien der Roten Liste für Österreich angeführt sind: *C. boltonii*, *O. forcipatus*, *C. pulchellum* (gefährdet), *C. splendens*, *C. virgo* und *O. brunneum* (potenziell gefährdet).

Mühlheimer Ache

An dem der Übergangszone Meta-/Hyporhithral angehörenden Gewässerabschnitt der Mühlheimer Ache wurden an den drei kartierten Strecken insgesamt 13 Arten nachgewiesen. Sechs Arten waren zumindest an einer der Strecken sicher, wahrscheinlich oder möglicherweise bodenständig. Bei einer abschnittsbezogenen Betrachtung erhöht sich die Anzahl bodenständiger Arten auf neun. An den Strecken AH1 und AH3 wurden jeweils zehn Arten gesichtet, an AH2 vier. Die drei Strecken unterscheiden sich auch in der Bewertung deutlich: Der ökologische Zustand der Strecken AH1 und AH3 wurde gemäß des Bewertungsschemas für diesen Gewässertyp (Tab. 6) mit „gut“ evaluiert. Die Leitart *C. virgo* und eine Spezies der zwei sedimentgebundenen Leitarten (*O. forcipatus*) sowie eine Art aus der Gruppe der sonstigen Begleitarten (*A. imperator* an AH1 bzw. *I. elegans* an AH3) wurden als sicher, wahrscheinlich oder möglicherweise bodenständig klassifiziert. Der ökologische Zustand von Strecke AH2 ist „unbefriedigend“, da nur *C. virgo* wahrscheinlich bodenständig war.

AH3 war die Strecke der Mühlheimer Ache mit der höchsten Zahl sicher, wahrscheinlich oder möglicherweise bodenständiger Arten (fünf). Von den sieben an der Ache untersuchten Strecken wurden an AH3 die höchsten Individuenzahlen von *C. virgo* (Abundanzklasse 5) und *O. forcipatus* (4) nachgewiesen. Außerdem gelang am 5. Juli 2017 mit dem Fund eines frischgeschlüpften Weibchens und der dazugehörigen Exuvie der Nachweis der sicheren Bodenständigkeit von *O. forci-*

patus. Aufgrund der wahrscheinlich, sicher bzw. möglicherweise bodenständigen Nachweise der Leitarten *C. virgo* und *O. forcipatus* sowie der Begleitart *I. elegans* wurde der ökologische Zustand der Strecke AH3 gemäß dem Bewertungsschema für den Gewässertyp mit „gut“ bewertet. Außerdem wurde ein Einzelfund der Begleitart *P. pennipes* dokumentiert. Am Untersuchungsabschnitt Mühlheimer Ache wurden insgesamt vier Arten erfasst, die in einer der Gefährdungskategorien der Roten Liste für Österreich angeführt sind: *O. forcipatus* (gefährdet), *C. splendens*, *C. virgo* und *O. brunneum* (potenziell gefährdet).

So wie an der Waldzeller Ache konnten auch an der Mühlheimer Ache *A. mixta* und *A. imperator* beobachtet werden. Die Nachweise von *Aeshna cyanea* (möglicherweise bodenständig) und *L. depressa* indizieren einen leichten Potamalisierungseffekt durch das Wehr am unteren Ende von AH3, durch das die Strömungsgeschwindigkeit herabgesetzt wird.

Diskussion

Auswertungen bezüglich der längenzonalen Einstufung der österreichischen Libellenfauna (CHOVANEC et al. 2017) ergaben, dass sowohl die Summen der für die einzelnen biozönotischen Regionen vergebenen Valenzpunkte als auch die entsprechenden Artenzahlen entlang des Fließgewässerkontinuums steigen. Die vorliegenden Ergebnisse der Untersuchung der beiden Abschnitte der Ache bestätigen diese Tatsache. Zu diesem Vergleich wurden nur jene Strecken berücksichtigt, deren ökologischer Zustand zumindest als „gut“ bewertet wurde, da nur bei „sehr guten“ oder „guten“ Abschnitten die abiotischen Voraussetzungen für die Besiedlung durch eine gewässertypspezifische Libellenfauna gegeben sind. An den entsprechenden drei Strecken der metarhithralen Waldzeller Ache wurden insgesamt elf Arten gefunden, von denen fünf als wahrscheinlich oder möglicherweise bodenständig einzustufen waren; drei davon (*C. virgo*, *O. forcipatus* und *O. brunneum*) sind als gewässertypspezifische Referenzarten festgelegt. Zwei weitere Referenzarten (*P. nymphula* und *C. boltonii*) wurden als Einzelfunde gesichtet. An den mit „gut“ bewerteten Strecken des meta-/hyporhithralen Abschnittes der Mühlheimer Ache erfolgte der Nachweis von zwölf Arten, von denen – bei einer abschnittsbezogenen Betrachtung – neun sicher, wahrscheinlich oder möglicherweise bodenständig waren. Als sicher, wahrscheinlich oder möglicherweise bodenständige Referenzarten sind *C. splendens*, *C. virgo*, *I. elegans*, *A. imperator*, *O. forcipatus* und *O. brunneum* zu nennen. Die Begleitart *C. splendens* weist im Hyporhithral nur einen Valenzpunkt auf; ihre mögliche Bodenständigkeit an diesem Abschnitt wurde durch Sichtungen von Einzelexemplaren an allen drei Strecken der Mühlheimer Ache klassifiziert.

Die Ergebnisse libellenkundlicher Studien an Gewässern anderer biozönotischer Regionen derselben Bioregion (Bayerisch-Österreichisches Alpenvorland) bestätigen die steigenden Artenzahlen entlang des Fließgewässerkontinuums. So wurden beispielsweise an einem naturnahen Abschnitt („guter libellenökologi-

scher Zustand“) des metarhithralen Gurtenbaches elf Spezies gefunden, von denen fünf sicher, wahrscheinlich oder möglicherweise bodenständig waren (CHOVANEC 2018). Ein dem Übergang Hyporhithral/Epipotamal zugehöriger Abschnitt der Pram, an dem zwei „sehr gute“ Strecken und eine „gute“ Strecke kartiert worden waren, wies ein Artenspektrum von insgesamt 16 Arten auf, von denen 14 sicher, wahrscheinlich oder möglicherweise bodenständig waren (CHOVANEC 2017a). Das für diesen Übergangsbereich der Pram zu erwartende syntope Auftreten der beiden *Calopteryx*-Arten wurde durch sichere Bodenständigkeit und hohe Individuenzahlen beider Arten („sehr häufig“) bestätigt. Die deutlich höheren Artenzahlen an Fließgewässern mit potamalem Charakter sind mit den heterogenen Habitatstrukturen zu erklären, die sowohl limnophilen als auch rheophilen und rheobionten Arten Lebensraum bieten (vgl. dazu u.a. SCHMIDT 1971; THOMES 1987; HAWKING & NEW 1999; HOFMANN & MASON 2005; CHOVANEC et al. 2015; OTT 2017a, b).

Die Zunahme der Artenzahlen entlang des Fließgewässerkontinuums ist beispielsweise auch bei der Fischfauna ausgeprägt. Entsprechend ihres gewässertypspezifischen Indikatorpotenzials werden im Rahmen der Bewertungsmethode zur Bestimmung des fischökologischen Zustandes in Österreich Leitarten, Begleitarten und seltene Begleitarten unterschieden (HAUNSCHMID et al. 2006). Die Summen der Artenzahlen aus diesen drei Gruppen für die einzelnen biozönotischen Regionen der Bioregion Bayerisch-Österreichisches Alpenvorland betragen für das Epirhithral zwei, für das Metarhithral acht, für das Hyporhithral (abhängig von der Größe) zehn (kleines HR) oder 17 (großes HR) und für das Epipotamal 18 (kleines EP), 28 (mittleres EP) oder 40 (großes EP; HAUNSCHMID et al. 2006). Die den Libellen nächst verwandte Insektenordnung, die Ephemeroptera (Eintagsfliegen; die beiden Ordnungen werden auch als Palaeoptera zusammengefasst), zeigen ein anderes Muster: Die meisten Valenzpunkte der insgesamt 102 in Österreich vorkommenden und eingestufenen Arten sind für das Metarhithral vergeben (206), die sonstigen Punkte verteilen sich wie folgt: Eukrenal: 3, Hypokrenal: 52, Epirhithral: 197, Hyporhithral: 169, Epipotamal: 183, Hypopotamal: 78, Litoral: 31, Profundal: 1 (BAUERNFEIND et al. 2017). Im Vergleich zu der in Österreich vorkommenden Ephemeroptera-Fauna ist bei den Odonata einerseits eine klare Dominanz der im Litoral vorkommenden Arten, andererseits – bei Fließgewässern – eine Zunahme der Artenzahlen bis zum Epipotamal feststellbar. Bei der hohen Anzahl von Arten mit zumindest fünf Punkten für das Litoral (60; CHOVANEC et al. 2017) ist allerdings zu berücksichtigen, dass in diesem Gewässertyp eine Vielzahl von Habitattypen zusammengefasst sind, die unterschiedlichen innerhalb des Litorals spezialisierten ökologischen Gilden der Libellen Lebensräume bietet: z.B. Pionierassoziationen, Assoziationen von Schwimmblattvegetation, Röhricht (z.B. CHOVANEC et al. 2015). Anzumerken ist auch, dass Arten mit mehr als fünf Valenzpunkten in biozönotischen Fließgewässerregionen als stenök anzusehen sind, ein großer Teil der für das Litoral mit fünf oder mehr Punkten ausgestatteten Arten allerdings als Spezies mit hoher ökologischer Plastizität zu bezeichnen sind, die ihrerseits auch im Potamal und zum Teil auch im Rhithral auftreten können. Als

Beispiel seien die in Tabelle 4 genannten Arten *Chalcolestes viridis* und *A. imperator* angeführt.

Stromtäler mit großer lateraler Ausdehnung stellten den ursprünglichen Lebensraum vieler Libellenarten dar (DREYER 1986: 154). Diese Landschaften waren durch starke hydrologische Dynamik und große Habitatvielfalt gekennzeichnet. Am besten angepasst waren hier einerseits Arten mit hoher ökologischer Plastizität, andererseits stenöke Spezies, wie z.B. rheophile oder -bionte Spezies aus der Gruppe der Gomphidae. Diese Flusslandschaften repräsentierten auch die wesentlichen Wanderrouten für Libellen bei der postglazialen Besiedlung Europas (STERNBERG 1998).

Der Zustand der mitteleuropäischen Flüsse im 20. Jahrhundert war lange Zeit durch die Auswirkungen signifikanter Verschmutzung und durch die Folgen von Regulierung, lateraler und longitudinaler Fragmentierung sowie durch die systematische flächenhafte Entwässerung des gewässerrelevanten Umlandes geprägt (ZWICK 1992; DYNESIUS & NILSSON 1994; VÖRÖSMARTY et al. 2010). Da das Angebot an ökologischen Nischen in denaturierten Kanälen signifikant reduziert ist, war die nachzuweisende Libellenfauna verarmt an Arten. Diese Situation der Fließgewässer und die damit verbundenen Ergebnisse libellenkundlicher Aufnahmen mögen auch einen gewissen Einfluss auf unser Verständnis hinsichtlich der ökologischen Plastizität vieler Libellenarten gehabt haben: die Grenze zwischen der Einstufung in „limnobiont“/„-phil“ und „rheophil“ mag für uns wohl schärfer gewesen sein. Seit den 1970er Jahren zeigen die Bemühungen auf dem Gebiet der Reinigung kommunaler und industrieller Abwässer Erfolge. Die seit ein paar Jahrzehnten durchgeführten morphologischen Sanierungen vieler Fließgewässer durch Renaturierungen erhöhen den Struktureichtum, damit das Lebensraumangebot und machen eine Besiedlung durch eine gewässertypspezifische Libellenfauna möglich, die sich aus euryöken und stenöken Arten zusammensetzt (z.B. LAISTER 1998, 2001; RAAB & CHWALA 2000; CHOVANEC & WARINGER 2015). *Anax imperator* beispielsweise ist nun häufiger auch wieder in entsprechenden Fließgewässerabschnitten mit geringer Strömungsgeschwindigkeit und Makrophytenbeständen nachweisbar, was die ökologische Potenz dieser Art belegt.

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit waren restrukturierte Gewässerabschnitte, die ausschließlich dem Rhithral der Bioregion Bayerisch-Österreichisches Alpenvorland zuzuordnen sind, Gegenstand der libellenkundlichen Bewertung. Deshalb wurde ein Bewertungsansatz für diesen Gewässertyp entwickelt, der auf dem Nachweis von Referenzarten (Leit- und Begleitarten) beruht. Im Sinne der Entwicklung eines umsetzungsorientierten Ansatzes, der in der wasserwirtschaftlichen Praxis Verwendung findet, wurde die systematische Suche nach Exuvien nicht in das Untersuchungsdesign integriert. Auch BRIED et al. (2015) wenden Kriterien wie Individuenzahl, Beobachtung von Fortpflanzungsverhalten, Fundfrequenz und -stetigkeit zur Abschätzung von Bodenständigkeit an (siehe auch FOOTE & RICE HORNUNG 2005). Insbesondere bei Gomphiden können allerdings Exuvienfunde eine wesentliche Zusatzinformation hinsichtlich der Bo-

denständigkeit, Populationsgröße u.ä. darstellen (HARDERSEN 2008; RAEBEL et al. 2010; SILVA et al. 2010; GOLFIERI et al. 2016).

Die Beschreibung von „Species traits“ von Arten des Makrozoobenthos durch die Vergabe von zehn Valenzpunkten ist seit Jahrzehnten eine bewährte, standardisierte Methode und wird nicht nur zur saprobiologischen, sondern auch zur längenzonalen Einstufung herangezogen (ZELINKA & MARVAN 1961; MARGREITER-KOWNACKA et al. 1984; MOOG 1993, 1995). Die Leitarten in den Bewertungsschemata für das Metarhithral (Tab. 5) und den Übergangsbereich Meta-Hyporhithral (Tab. 6) wurden in ihrer Aussagekraft unterschiedlich gewichtet. Das Auftreten von *C. virgo* indiziert – neben entsprechenden Strömungs-, Temperatur- und Sauerstoffverhältnissen – in erster Linie die naturnahe Beschaffenheit der Ufervegetation teilbeschatteter Oberläufe. Während die Struktur der Gewässersohle für die Art von geringer Bedeutung ist, spielt insbesondere das Feinwurzelwerk von Gehölzen als Aufenthaltsraum von Larven eine große Rolle. An gehölzfreien Abschnitten sind krautige Pflanzen und Helophyten am Ufer als Sitzwarte und Eiblagesubstrat für Imagines sowie als Lebensraum für die Larven essenziell (vgl. dazu u.a. ZAHNER 1959, 1960; HEYMER 1973: 10ff; STERNBERG & BUCHWALD 1999; RÜPPELL et al. 2005: 32f; WILDERMUTH & MARTENS 2014: 58f).

Vorkommen von *C. boltonii*, *O. forcipatus* und *O. cecilia* hingegen zeigen insbesondere ein intaktes Mosaik aus unterschiedlichen Strömungs- und Substratverhältnissen (vgl. auch z. B. REHFELDT 1986, DONATH 1987). Die Larven von *C. boltonii* leben eingegraben in lockeren Sedimenten aus Sand und Detritus in Bereichen mit geringer Strömung, *O. forcipatus* präferiert sandigen Grund mit Kies- und zuweilen auch Detritusanteil bei geringer und auch höherer Strömungsgeschwindigkeit, *O. cecilia* bevorzugt sandige und grobsandige Substrate (SUHLING & MÜLLER 1996: 88; WILDERMUTH & MARTENS 2014: 426ff). Kiesbänke oder -ufer bzw. Steine sind auch als Sitzwarte für die Imagines von *O. forcipatus* von Bedeutung (MARTENS 2001).

Das Leitartenspektrum des Übergangsbereiches Meta-/Hyporhithral umfasst vier Spezies: Die Liste der metarhithralen Leitarten *C. virgo*, *C. boltonii* und *O. forcipatus* wurde um *O. cecilia* ergänzt. *Cordulegaster boltonii* besiedelt schmale Quellrinnsale mit 10–50 cm Breite, Bäche und kleinere Flüsse (LAISTER 2012; WILDERMUTH & MARTENS 2014: 451), die Art präferiert allerdings Gewässer geringerer Breite (STERNBERG et al. 2000b). Sie wurde als Referenzart für den Übergangsbereich Meta-/Hyporhithral beibehalten, da sie beispielsweise zusammen mit *C. virgo*, *O. forcipatus* und *O. cecilia* u. a. an einem Abschnitt der Waldaist (Oberösterreich) mit einer Gewässerbreite von bis zu 15 m nachgewiesen wurde (SCHWARZ et al. 2007). LAISTER (2012) fand *C. boltonii* an einem Fließgewässer in Linz („Sammelgerinne“), das eine Breite von bis zu 7 m aufweist.

Calopteryx virgo kommt – aufgrund ihrer Bindung an Ufervegetation – auch an regulierten Fließgewässern vor (z.B. CHOVANEC 2014). Da Regulierungsmaßnahmen an Fließgewässern insbesondere Defizite in der Morphodynamik, d.h. in den Strömungs- und Substratverhältnissen, zur Folge haben, wird das Vorkommen bzw. Fehlen der primär substratgebundenen Leitarten *C. boltonii*, *O. forcipatus*

und *O. cecilia* höher bewertet. Dies bedeutet: Der „gute ökologische Zustand“ kann auch ohne das Auftreten von *C. virgo* erreicht werden bzw. das Auftreten dieser Art ist auch im Falle eines „unbefriedigenden libellenökologischen Zustandes“ nicht ausgeschlossen. Das sicher, wahrscheinlich oder möglicherweise bodenständige Vorkommen der Leitarten *C. boltonii*, *O. forcipatus* oder *O. cecilia* bedingt eine Einstufung zumindest in den „mäßigen ökologischen Zustand“.

Der Schlupf des Weibchens von *O. forcipatus* an der Strecke AH3 erfolgte etwa 10 cm von der Wasserlinie entfernt auf einer kleinen Kiesbank, die einen strömungsfreien Bereich vom Hauptwasserkörper der Mühlheimer Ache trennt. Der Fundort von Exuvie und frischgeschlüpftem Tier belegt, dass die Larve vor der Emergenz in diesem kleinen strömungsberuhigten Bereich lebte und nicht im Hauptgerinne. Ein ähnlicher Schlupfört dieser Art konnte auch in einem strömungsberuhigten Nebenarm der Krems in Oberösterreich entdeckt werden (CHOVANEC 2014). Das Substrat beider Gewässerbereiche war durch Kies gekennzeichnet, der von Detritus überdeckt war.

Die für beide im Rahmen der vorliegenden Studie bearbeiteten Gewässertypen angegebene Begleitart *O. brunneum* trat im gesamten untersuchten Gewässerverlauf der Ache auf. Diese vorwiegend rheophile, vom Klimawandel begünstigte Art kommt in Mitteleuropa schwerpunktartig an Sekundärgewässern und auch an morphologisch sanierten Gewässerstrecken vor (z.B. BUCZYŃSKI 2015: 202ff; CHOVANEC & WARINGER 2015; CHOVANEC 2017c). Die Annahme, dass vegetationsarme, natürliche Umlagerungsstrecken von Fließgewässern zu den Primärhabitaten dieser Spezies gehören (WEIHRAUCH 2015; KRÜNER 2016), wird durch die Fundsituation an der Ache unterstützt. Aus der Familie der Aeshnidae wurden *A. mixta* und *A. imperator* an mehreren Strecken und auch möglicherweise bodenständig nachgewiesen. Für beide Arten ist das Vorkommen an Fließgewässern beschrieben (z.B. CHOVANEC & SPIRA 2016; CHOVANEC 2017a, d; OTT 2017a, b). *Anax imperator* wurde in der Fauna Aquatica Austriaca ein Valenzpunkt für das Hyporhithral und je ein Punkt für Epi-, Meta- und Hypopotamal zugeteilt (Tab. 4; CHOVANEC et al. 2017). *Aeshna mixta* reproduziert im Litoral und in strömungsberuhigten Potamalbereichen mit Röhrlicht (WILDERMUTH & MARTENS 2014: 319). Eine Fortpflanzung scheint insbesondere in KH2 und AH3 nicht ausgeschlossen.

Die Bewertungsmethode erwies sich als sehr sensitiv: es konnten bei beiden Gewässertypen – auch kleinräumig – die Unterschiede wasserbaulicher und hydrologischer Beeinflussungen erfasst und evaluiert werden. Die Bewertung von Strecke AH2 ergab den „unbefriedigenden libellenökologischen Zustand“: Es wurde – dank reichlich vorhandener Ufervegetation – ausschließlich *C. virgo* als bodenständige Art nachgewiesen. Als Ursachen für das Fehlen von Arten mit sedimentgebundener larvaler Lebensweise sind folgende Faktoren anzuführen: Die Gewässerbreite ist durch gesicherte Ufer fixiert; dadurch weisen die Inseln eine querschnittsverengende Wirkung auf. Die daraus resultierenden erhöhten Strömungsgeschwindigkeiten haben die Ausprägung eines homogenen, grobkörnigen Substrates zu Folge, das für die Besiedlung durch Gomphiden nicht geeignet ist.

Der Potamalisierungseffekt an KH2 durch den Rückstau führte kleinräumig zu einer starken Veränderung der Libellenfauna. Störungen der hydrologischen Bedingungen durch Ausleitungen und Stau führen zu Reduktionen der Strömungsdynamik und -geschwindigkeit und damit zu einer Zunahme euryöker und limnophiler Arten; insbesondere die gewässertypspezifischen, rheophilen oder -bionten, sedimentgebundenen Arten, wie – an KH2 – *O. forcipatus*, verlieren ihren Lebensraum (siehe auch CASTELLA 1987; HARDERSEN 2008; CHOVANEC 2014). Auch am metarhithralen, in der Bioregion Bayerisch-Österreichisches Alpenvorland gelegenen Gurtenbach konnten die Auswirkungen von Potamalisierungen erfasst werden: An einer restrukturierten Strecke kommt es durch eine Aufweitung des Gewässerbettes zu einer Erhöhung der Artenzahl (14, neun davon bodenständig); da gewässertypspezifische Referenzarten trotzdem bodenständig vorhanden sind, wurde der libellenökologische Zustand mit „gut“ bewertet. Die nahe gelegene, ebenfalls restrukturierte Mündungsstrecke des Gurtenbaches wird durch den Rückstau eines Wasserkraftwerkes am Inn beeinflusst. Die Gesamtartenzahl war hier durch das Auftreten euryöker und limnophiler Arten mit 17 zwar hoch, durch das Fehlen sedimentgebundener rheophiler Referenzarten wurde der libellenökologische Zustand mit „unbefriedigend“ klassifiziert (CHOVANEC 2018). Insbesondere im Rhithral zeigen bei konsequenter Anwendung gewässertypspezifischer Bewertungsansätze erhöhte Zahlen von Libellenarten Störungen der ökologischen Funktionsfähigkeit an. Die Bewertungen der Strecken KH1, 3 und 4 zeigen, dass die Dotationswassermenge für die Ausprägung der gewässertypspezifischen Libellenfauna ausreichend ist.

Die Erfolge der an der Ache durchgeführten Restrukturierungen werden dadurch belegt, dass der libellenökologische Zustand von fünf der sieben untersuchten Strecken mit „gut“ bewertet wurde. Als positiv wirkten sich gewässertypspezifische Maßnahmen aus, die eine Erhöhung der Sinuosität des Gewässerabschnittes zur Folge hatten, die die Ausprägung eines Mosaiks unterschiedlicher Strömungs- und Substratverhältnisse ermöglichten, die zu einer Steigerung des Strukturereichtums im und am Gewässer führten sowie erosive Prozesse und Anlandung von Geschiebe zuließen. Naturnahe bzw. extensiv genutzte Uferregionen bzw. naturnahes Umland waren ebenfalls für die Ausprägung einer gewässertypspezifischen Libellenfauna essenziell. Fischökologische Untersuchungen an der Strecke AH1 (RATSCHAN & JUNG 2015) bestätigten ebenfalls den Erfolg der wasserbaulichen Sanierungen: Der fischökologische Zustand verbesserte sich hier von „mäßig“ auf „gut“.

Insgesamt wurden im Rahmen der zwischen 2013 und 2017 in Oberösterreich durchgeführten Studien 21 Strecken an restrukturierten Abschnitten von sieben Gewässern kartiert und bewertet (CHOVANEC 2014, 2017a, 2018; CHOVANEC & SPIRA 2016). Der Erfolg der Maßnahmen manifestiert sich darin, dass der überwiegende Anteil (16 Strecken) als „sehr gut“ oder „gut“ klassifiziert wurde. Vergleiche des libellenökologischen Zustandes von regulierten Strecken mit jenem von restrukturierten Strecken wurden von CHOVANEC (2014, 2018) dokumentiert.

Aufgrund der schnellen Reaktion von Libellen auf Veränderungen ihres Lebensraumes sind odonatologische Studien auch ein geeignetes Instrument, um die Notwendigkeit der Durchführung von Instandhaltungs- und Pflegemaßnahmen an restrukturierten Abschnitten aufzuzeigen und – in weiterer Folge – deren Erfolg kurzfristig evaluieren zu können. In diesem Zusammenhang ist der negative Zusammenhang zwischen starker Beschattung der Uferregionen und der Libellenfauna hervorzuheben (REMSBURG et al. 2008; WILDERMUTH & KÜRY 2009; MABRY & DETTMAN 2010; CHOVANEC 2017e).

Der im Rahmen der vorliegenden Arbeit präsentierte methodische Ansatz erwies sich als sensitiv und geeignet, Effekte von Restrukturierungsmaßnahmen an rhithralen Fließgewässern auf die gewässertypspezifische Libellenfauna festzustellen (vgl. dazu auch CHOVANEC 2018) und auch kleinräumige Veränderungen des Strömungs- und Geschieberegimes durch Potamalisierungseffekte aufzuzeigen.

Danksagung

Das Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Abteilung Wasserwirtschaft, hat diese Studie finanziert und interessiert begleitet. Johanna Chovaneč wird für die kritische Durchsicht des Manuskriptes gedankt. Dank gebührt auch Günter Eisenkölb (Umweltbundesamt Wien) für die Berechnung der Einzugsgebietsgrößen. Mathias Lohr sei für die redaktionelle Betreuung des Manuskriptes sowie André Günther und Sönke Hardersen für die konstruktiven Anmerkungen gedankt.

Literatur

- BAUERNFEIND E., P. WEICHELBAUMER, P. LEITNER & O. MOOG (2017) Ephemeroptera (Eintagsfliegen). In: MOOG O. & A. HARTMANN (Ed.) Fauna Aquatica Austriaca, 3. Lieferung 2017. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien
- BMLFUW BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT (Ed.) (2017) Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan 2015. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien
- BORNE M. v. d. (1877) Wie kann man unsere Gewässer nach den in ihnen vorkommenden Fischarten classificieren, und welche Arten sind am besten geeignet, die verschiedenen Arten von Fischwässern ertragreich zu machen. *Circulare des Deutschen Fischereivereins* 4: 89–93
- BRAUKMANN U. (1987) Zooökologische und saprobiologische Beiträge zu einer allgemeinen regionalen Bachtypologie. *Archiv für Hydrobiologie / Beiheft* 26: 1–355
- BRIED J.T., A.M. DILLON, B.J. HAGER, M.A. PATTEN & B. LUTTBEG (2015) Criteria to infer local species residency in standardized adult dragonfly surveys. *Freshwater Science* 34: 1105–1113
- BUCZYŃSKI P. (2015) Dragonflies (Odonata) of anthropogenic waters in middle-eastern Poland. Gutgraf, Olsztyn

- CASTELLA E. (1987) Larval Odonata distribution as a descriptor of fluvial ecosystems: the Rhône and Ain Rivers, France. *Advances in Odonatology* 3: 23–40
- CHOVANEC A. (2014) Libellen als Indikatoren für den Erfolg von Renaturierungsmaßnahmen an Fließgewässern am Beispiel der Krems im Bereich Ansfelden/Oberaudorf. *ÖKO-L* 36/2: 17–26
- CHOVANEC A. (2017a) Sanierung morphologischer Defizite und Anlage flussbegleitender Kleingewässer – Erfolgskontrolle gewässerökologisch wirksamer Maßnahmen an der Pram (Oberösterreich) durch den Einsatz von Libellen (Odonata) als Bioindikatoren. *Beiträge zur Entomofaunistik* 18: 13–37
- CHOVANEC A. (2017b) Libellenkundliche Untersuchungen an Waldzeller/Mühlheimer Ache sowie am Gurtenbach (Oberösterreich) im Jahr 2017. Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Linz
- CHOVANEC A. (2017c) Die Libellenfauna (Odonata) eines Überlauf- und Versickerungsbeckens: Artenspektrum und phänologische Aspekte. *Libellula* 36 (1/2): 23–44
- CHOVANEC A. (2017d) Spätsommeraspekt der Libellenfauna (Odonata) ausgewählter Standorte an Bodensee und Dornbirnerach (Vorarlberg). *inatura – Forschung online*, 45: 10 pp
- CHOVANEC A. (2017e) Naturnahe Retentionsräume im niederösterreichischen Flachland als Lebensraum einer flusstyp-spezifischen Libellenfauna (Insecta: Odonata). *Entomologica Austriaca* 24: 27–48
- CHOVANEC A. (2018) Comparing and evaluating the dragonfly fauna (Odonata) of regulated and rehabilitated stretches of the fourth order metarhithron Gurtenbach (Upper Austria). *International Journal of Odonatology* 21: 15–32
- CHOVANEC A. & Y. SPIRA (2016) Bewertung der Renaturierungsmaßnahmen in den Unterläufen und Mündungsbereichen von Leitenbach und Sandbach sowie an der Aschach (Oberösterreich) aus libellenkundlicher Sicht (Insecta: Odonata). *Beiträge zur Entomofaunistik* 17: 1–29
- CHOVANEC A. & J. WARINGER (2015) Colonization of a 3rd order stream by dragonflies (Insecta: Odonata) – a best practice example of river restoration evaluated by the Dragonfly Association Index (lower Weidenbach, eastern Austria). *Acta ZooBot Austria* 152: 89–105
- CHOVANEC A., M. SCHINDLER, J. WARINGER & R. WIMMER (2015) The Dragonfly Association Index (Insecta: Odonata) – a tool for the type-specific assessment of lowland rivers. *River Research and Applications* 31: 627–638
- CHOVANEC A., J. WARINGER, W.E. HOLZINGER, O. MOOG & B. JANECEK (2017) Odonata (Libellen). In: MOOG O. & A. HARTMANN (Hrsg.) *Fauna Aquatica Austriaca*, 3. Lieferung 2017. Bundesministerium für Land und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien
- DONATH H. (1987) Vorschlag für ein Libellen-Indikatorsystem auf ökologischer Grundlage am Beispiel der Odonatenfauna der Niederlausitz. *Entomologische Nachrichten und Berichte* 31: 213–217
- DREYER W. (1986) Die Libellen. Gerstenberg, Hildesheim
- DYNESIUS M. & C. NILSSON (1994) Fragmentation and flow regulation of river systems in the northern third of the world. *Science* 266: 753–763
- FINK M., O. MOOG & R. WIMMER (2000) Fließgewässer-Naturräume Österreichs. Monographien des Umweltbundesamtes 128. Umweltbundesamt, Wien
- FOOTE A.L. & C.L. RICE HORNING (2005) Odonates as biological indicators of grazing effects on Canadian prairie wetlands. *Ecological Entomology* 30: 273–283
- GOLFIERI B., S. HARDERSEN, B. MAIOLINI & N. SURIAN (2016) Odonates as indicators

- of the ecological integrity of the river corridor: Development and application of the Odonate River Index (ORI) in northern Italy. *Ecological Indicators* 61: 234–247
- HARDERSEN S. (2008) Dragonfly (Odonata) communities at three lotic sites with different hydrological characteristics. *Italian Journal of Zoology* 75: 271–283
- HAUNSCHMID R., G. WOLFRAM, T. SPINDLER, W. HONSIG-EERLEBURG, R. WIMMER, A. JAGSCH, E. KAINZ, K. HEHENWARTER, B. WAGNER, R. KONECNY, R. RIEDMÜLLER, G. IBEL, B. SASANO & N. SCHOTZKO (2006) Erstellung einer fischbasierten Typologie Österreichischer Fließgewässer sowie einer Bewertungsmethode des fischökologischen Zustandes gemäß EU Wasserrahmenrichtlinie. *Schriftenreihe des Bundesamtes für Wasserwirtschaft* 23, Wien
- HAWKING J.H. & T.R. NEW (1999) The distribution patterns of dragonflies (Insecta: Odonata) along the Kiewa River, Australia, and their relevance in conservation assessment. *Hydrobiologia* 392: 249–260
- HEYMER A. (1973) Verhaltensstudien an Prachtlibellen. Beiträge zur Ethologie und Evolution der Calopterygidae Selys, 1850 (Odonata; Zygoptera). *Fortschritte der Verhaltensforschung*, Heft 11, zugleich *Zeitschrift für Tierpsychologie*, Beiheft 11
- HOFMANN T.A. & C.F. MASON (2005) Habitat characteristics and the distribution of Odonata in a lowland river catchment in eastern England. *Hydrobiologia* 539: 137–147
- HOLZINGER W.E., A. CHOVANEC & J. WARINGER (2015) Odonata (Insecta). Biosystematics and Ecology Series No. 31. *Checklisten der Fauna Österreichs*, No. 8. Verlag der Österreichischen Akademie der Wissenschaften: 27–54
- HUET M. (1949) Aperçu des relations entre la pente et les populations piscicoles des eaux courantes. *Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie* 11: 332–351
- ILLIES J. (1961) Versuch einer allgemeinen biozönotischen Gliederung der Fließgewässer. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie* 46: 205–213
- ILLIES J. (1978) Limnofauna Europaea. G. Fischer, Stuttgart
- ILLIES J. & L. BOTOSANEANU (1963) Problèmes et méthodes de la classification et de la zonation écologique des eaux courantes, considérées surtout du point de vue faunistique. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 12: 1–57
- KALKMAN V.J., J.-P. BOUDOT, R. BERNARD, K.-J. CONZE, G. DE KNIJF, E. DYATLOVA, S. FERREIRA, M. JOVIĆ, J. OTT, E. RISERVATO & G. SAHLEN (2010) European Red List of Dragonflies. IUCN Species Programme, Publications Office of the European Union, Luxembourg
- KAPFER S., G. SCHAY & W. HEINISCH (2012) Entwicklung der Fließgewässergüte in Oberösterreich. 20 Jahre Amtliches Immissionsnetz. Gewässerschutzbericht 45, Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Linz
- KRÜNER U. (2016) *Orthetrum brunneum* Fonscolombe, 1837 Südlicher Blaupfeil. In: MENKE N., C. GÖCKING, N. GRÖNHAGEN, R. JOEST, M. LOHR, M. OLTHOFF & K.-J. CONZE Die Libellen Nordrhein-Westfalens: 318–321. LWL-Museum für Naturkunde, Münster
- LAISTER G. (1998) Leitbild – Libellen, Donau-Traun-Krems-Auen. *Naturkundliches Jahrbuch der Stadt Linz* 43/43: 181–196
- LAISTER G. (2001) Wieder vital? – Libellenbestand 7 Jahre nach der Renaturierung. *ÖKO-L* 23: 3–10
- LAISTER G. (2012) Ortstreue und Gewässerwechsel von *Cordulegaster boltonii* (Odonata: Cordulegastriidae). *Libellula* 31: 113–130
- MABRY C. & C. DETTMAN (2010) Odonata richness and abundance in relation to veg-

etation structure in restored and native wetlands of the Prairie Pothole Region, USA. *Ecological Restoration* 28: 475–484

MARGREITER-KOWNACKA M., R. PECHLANER, H. RITTER & R. SAXL (1984) Die Bodenfauna als Indikator für den Saprobitätsgrad von Fließgewässern in Tirol. *Berichte des naturwissenschaftlichen-medizinischen Vereins Innsbruck* 71: 119–135

MARTENS A. (2001) Perching site choice in *Onychogomphus f. forcipatus* (L.): an experimental approach (Anisoptera: Gomphidae). *Odonatologica* 30: 445–449

MOOG O. (1992) Das Konzept der biozönotischen Regionen – ein Hilfsmittel zur Charakteristik anthropogener Einflüsse auf benthische Fließgewässerzönosen. In: DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR LIMNOLOGIE (Ed.) *Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 1992, 5–9 Oktober 1992, in Konstanz, Band II: 622–626*

MOOG O. (1993) Makrozoobenthos als Indikator bei ökologischen Fragestellungen. *Landschaftswasserbau* 15: 103–143

MOOG, O. (Ed.) (1995) *Fauna Aquatica Austriaca*, Lieferung 1995. Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium für Land- u. Forstwirtschaft, Wien

MOOG O. & A. CHOVANEC (2000) Assessing the ecological integrity of rivers: walking the line among ecological, political and administrative interests. *Hydrobiologia* 422/423: 99–109

MOOG O. & A. HARTMANN (Hrsg.) (2017) *Fauna Aquatica Austriaca*, Lieferung 2017. Bundesministerium für Land- u. Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien

MOOG O., A. SCHMIDT-KLOIBER, T. OFENBÖCK & J. GERRITSEN (2001) Aquatische Ökoregionen und Bioregionen Österreichs – eine Gliederung nach geoökologischen Milieufaktoren und Makrozoobenthos-Zönosen. Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft,

Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien

OTT J. (2017a) Erfassung der Libellenfauna (Odonata) am Glan im Jahr 2015 – mit störungsökologischen Betrachtungen. *Mitteilungen der Pollichia* 98: 91–104

OTT J. (2017b) Erfassung der Libellenfauna am Mühlgraben im Bereich der Lampertsmühle bei Kaiserslautern (Insecta: Odonata). *Fauna Flora Rheinland-Pfalz* 13: 693–706

RAAB R. (2006) Rote Liste der Libellen Österreichs. In: RAAB R., A. CHOVANEC & J. PENNERSTORFER (Ed.) *Libellen Österreichs: 325–334*. Umweltbundesamt, Wien; Springer, Wien, New York

RAAB R. & E. CHWALA (2000) Die Libellen (Insecta: Odonata) des dynamischen Altarmsystems der Donau bei Regelsbrunn. *Abhandlungen der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft in Österreich* 31: 125–147

RAAB R., A. CHOVANEC & J. PENNERSTORFER (2006) *Libellen Österreichs*. Umweltbundesamt, Wien; Springer, Wien, New York

RAEBEL E.M., T. MERCKX, P. RIORDAN, D.W. MACDONALD & D.J. THOMPSON (2010) The dragonfly delusion: why it is essential to sample exuviae to avoid biased surveys. *Journal of Insect Conservation* 14: 523–533

RATSCHAN C. & M. JUNG (2015) Gewässerökologisches Monitoring von Revitalisierungsprojekten in Oberösterreich (Vöckla, Ache, Gurten). Studie im Auftrag des Amtes der Oberösterreichischen Landesregierung

REHFELDT G. (1986) Libellen als Indikatoren des Zustandes von Fließgewässern des nordwestdeutschen Tieflandes. *Archiv für Hydrobiologie* 108: 77–95

REMSBURG A.J., A.C. OLSON & M.J. SAMWAYS (2008) Shade alone reduces adult dragonfly (Odonata: Libellulidae) abundance. *Journal of Insect Behaviour* 21: 460–468

- RÜPPELL G., D. HILFERT-RÜPPELL, G. REHFELDT & C. SCHÜTTE (2005) Die Prachtlibellen Europas. Die Neue Brehm Bücherei Band 654, Die Libellen Europas Band 4. Westarp Wissenschaften, Hohenwarsleben
- SCHMIDT E. (1971) Ökologische Analyse der Odonatenfauna eines ostholsteinischen Wiesenbaches. Ein Beitrag zur Erforschung kulturbedingter Biotope. *Faunistisch-ökologische Mitteilungen* 4: 48–65
- SCHMIDT E. (1985) Habitat inventarization, characterization and bioindication by a "Representative Spectrum of Odonata Species (RSO)". *Odonatologica* 14: 127–133
- SCHWARZ M., M. SCHWARZ-WAUBKE & G. LAISTER (2007) Die Grüne Keiljungfer [Ophiogomphus cecilia (FOURCROY 1785)] (Odonata, Gomphidae) in den Europaschutzgebieten Waldaist-Naarn, Maltsch, Tal der Kleinen Gusen, Böhmerwald und Mühltäler (Österreich, Oberösterreich). *Beiträge zur Naturkunde Oberösterreichs* 17: 257–279
- SILVA D.P., P. DEMARCO JR & D.C. RESENDE (2010) Adult odonate abundance and community assemblage measures as indicators of stream ecological integrity: a case study. *Ecological Indicators* 10: 744–752
- STERNBERG K. (1998) Die postglaziale Besiedlung Mitteleuropas durch Libellen, mit besonderer Berücksichtigung Südwestdeutschlands (Insecta, Odonata). *Journal of Biogeography* 25: 319–337
- STERNBERG K. & R. BUCHWALD (1999) Calopteryx virgo (Linnaeus, 1758) Blauflügel-Prachtlibelle. In: STERNBERG K. & R. BUCHWALD (Ed.) Die Libellen Baden-Württembergs. Band 1: 203–215. Ulmer, Stuttgart
- STERNBERG K. & R. BUCHWALD (2000) Orthetrum coerulescens (Fabricius, 1798) Kleiner Blaupfeil. In: STERNBERG K. & R. BUCHWALD (Ed.) Die Libellen Baden-Württembergs. Band 2: 506–523. Ulmer, Stuttgart
- STERNBERG K., R. BUCHWALD & U. STEPHAN (2000a) Cordulegaster bidentata Sélys, 1843 Gestreifte Quelljungfer. In: STERNBERG K. & R. BUCHWALD (Ed.) Die Libellen Baden-Württembergs. Band 2: 173–190. Ulmer, Stuttgart
- STERNBERG K., R. BUCHWALD & U. STEPHAN (2000b) Cordulegaster boltonii (Donovan 1807) Zweigestreifte Quelljungfer. In: STERNBERG K. & R. BUCHWALD (Ed.) Die Libellen Baden-Württembergs. Band 2: 191–208. Ulmer, Stuttgart
- SUHLING F. & O. MÜLLER (1996) Die Flußjungfern Europas. Die Neue Brehm-Bücherei Bd. 628, Westarp Wissenschaften, Magdeburg; Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg
- THIENEMANN A. (1925) Die Binnengewässer Mitteleuropas. Die Binnengewässer 1. Schweizerbart: Stuttgart
- THOMES A. (1987) Auswirkungen anthropogener Veränderungen eines norddeutschen Tieflandbaches auf die Libellenfauna. *Limnologica* 18: 253–268
- VÖRÖSMARTY C.J., P.B. MCINTYRE, M.O. GESSNER, D. DUDGEON, A. PRUSEVICH, P. GREEN, S. GLIDDEN, S.E. BUNN, C.A. SULLIVAN, C. REIDY LIERMANN & P.M. DAVIES (2010) Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature* 467: 555–561
- WEIHRAUCH F. (2015) Orthetrum brunneum (Fonscolombe, 1837). *Libellula* Supplement 14: 290–293
- WILDERMUTH H. & D. KÜRY (2009) Libellen schützen, Libellen fördern. Leitfaden für die Naturschutzpraxis. Beiträge zum Naturschutz in der Schweiz 31, Basel
- WILDERMUTH H. & A. MARTENS (2014) Taschenlexikon der Libellen Europas. Quelle & Meyer, Wiebelsheim
- WIMMER R. & O. MOOG (1994) Flußordnungszahlen österreichischer Fließgewässer. Monographien des Umweltbundesamtes, Band 51, Wien

- WIMMER R. & H. WINTERSBERGER (2009) Feintypisierung oberösterreichischer Gewässer. Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Linz, DVD
- WIMMER R., H. WINTERSBERGER & G.A. PARTHL (2007) Fließgewässertypisierung in Österreich – Hydromorphologische Leitbilder. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, DVD
- ZAHNER R. (1959) Über die Bindung der mitteleuropäischen Calopteryx-Arten (Odonata, Zygoptera) an den Lebensraum des strömenden Wassers. 1. Der Anteil der Larven an der Biotopbindung. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie* 44: 51–130
- ZAHNER R. (1960) Über die Bindung der mitteleuropäischen Calopteryx-Arten (Odonata: Zygoptera) an den Lebensraum des strömenden Wassers. II. Der Anteil der Imagines an der Biotopbindung. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie* 45: 101–123
- ZELINKA M. & P. MARVAN (1961) Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer. *Archiv für Hydrobiologie* 57: 389–407
- ZWICK P. (1992) Stream habitat fragmentation – a threat to biodiversity. *Biodiversity and Conservation* 1: 80–97

Manuskripteingang: 8. Januar 2018

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Libellula](#)

Jahr/Year: 2018

Band/Volume: [37](#)

Autor(en)/Author(s): Chovanec Andreas

Artikel/Article: [Bewertung von Restrukturierungsmaßnahmen an der Ache \(Oberösterreich\) anhand von Libellen \(Odonata\) – Anwendung des Konzeptes der biozönotischen Regionen 135-160](#)