

IDF



**International Dragonfly
Fund - Report**

Journal of the International Dragonfly Fund

1 - 19

Anna Rychła

Besiedlung künstlicher Kleingewässer durch Großlibellen (Odonata: Anisoptera) – eine 4-jährige Studie aus der Niederschlesischen Heide (SW Polen)

Published: 14.11.2019

140

ISSN 1435-3393

The International Dragonfly Fund (IDF) is a scientific society founded in 1996 for the improvement of odonatological knowledge and the protection of species.
Internet: <http://www.dragonflyfund.org/>

This series intends to publish studies promoted by IDF and to facilitate cost-efficient and rapid dissemination of odonatological data.

Editorial Work: Hansruedi Wildermuth, Franz-Josef Schiel, Holger Hunger, Rory A. Dow,
Milen Marinov, Martin Schorr
Layout: Martin Schorr
IDF-home page: Holger Hunger
Printing: Colour Connection GmbH, Frankfurt
Impressum: Publisher: International Dragonfly Fund e.V., Schulstr. 7B,
54314 Zerf, Germany. E-mail: oestlap@online.de
Responsible editor: Martin Schorr

Cover picture: ***Leucorhinia pectoralis*, juvenile male, Torfried, Switzerland, 26.5.2017**
Photographer: Hansruedi Wildermuth

Besiedlung künstlicher Kleingewässer durch Großlibellen (Odonata: Anisoptera) – eine 4-jährige Studie aus der Niederschlesischen Heide (SW Polen)

Anna Rychła

ul. Osiedlowa 12, Płoty, PL 66-016 Czerwieńsk, Poland

Email: rychlan@op.pl

Zusammenfassung

Neu angelegte Kleingewässer werden oft durch Libellen rasch als Lebensräume in Anspruch genommen. Allerdings ist über die dauerhafte Bildung von Populationen, vor allem durch seltene und gefährdete Arten, noch wenig bekannt. Ziel dieser Studie war die Untersuchung des Besiedlungsprozesses von künstlich angelegten Gewässern durch Libellen mit besonderem Fokus auf moortypische Arten. In den Jahren 2015–2018 wurden in der Niederschlesischen Heide an sechs solchen Gewässern, drei neuen und drei alten, Exuvien von Großlibellen (Anisoptera) quantitativ aufgesammelt. Die Erfassung des Besiedlungserfolges durch Kleinlibellen (Zygoptera) erfolgte qualitativ als Zusatzinformation zur Artenvielfalt der Gewässer. Insgesamt waren 26 Libellenarten – 9 Zygoptera und 17 Anisoptera – bodenständig. Allerdings variierte der Artenreichtum deutlich sowohl zwischen den Gewässern als auch den Untersuchungsjahren, so dass sich keine klar definierten Unterschiede in der Artenvielfalt zwischen den neuen und alten Gewässern erkennen ließen. Unter der bodenständigen Arten wurden vier moortypische Großlibellen (*Aeshna juncea*, *Leucorrhinia dubia*, *L. albifrons*, *L. pectoralis*) nachgewiesen. Ununterbrochene Entwicklung ließ sich nur für *A. juncea* und *L. dubia* in einzelnen Gewässern bestätigen. *Leucorrhinia albifrons* kam nur sporadisch vor und wurde im letzten Untersuchungsjahr (2018) nicht mehr gefunden. Dagegen vollendete *L. pectoralis* ihre Entwicklung erst in den Jahren 2017–2018. Generell bevorzugten diese Arten Gewässer, in denen die Vegetation mäßig bis gut entwickelt war. Die Ergebnisse bestätigen, dass künstliche Gewässer durch ein breites Spektrum von Arten erfolgreich besiedelt werden können. Allerdings ließ sich die dauerhafte Reproduktion in den jeweiligen Gewässern nur für wenige Großlibellen nachweisen. Deshalb sind die Gewässer in der Niederschlesischen Heide nicht als langfristige Ersatzbiotope, sondern vielmehr als temporäre Fortpflanzungsbiootope von Individuen der Nebenpopulationen zu sehen.

Abstract

Dragonflies frequently colonize newly created pools. However, little is known about the long-term establishment of populations, especially of rare and endangered species. The aim of this study was to investigate the colonization process at small artificial

waters by dragonflies with special focus on typical peat bog species. From 2015 to 2018, exuviae of dragonflies (Anisoptera) were collected quantitatively at six man-made pools, three new and three old ones, in the Lower Silesian Forest. The colonization success by damselflies (Zygoptera) was investigated qualitatively and served as an additional information on the biodiversity of these waters. In total, 26 Odonata species (9 Zygopterans and 17 Anisopterans) with successful reproduction were found. However, species diversity varied significantly both between the pools and the years of study. There were no significant differences between new and old pools. There were four peat bog species (*Aeshna juncea*, *Leucorrhinia dubia*, *L. albifrons*, *L. pectoralis*) among the autochthonous species. Long-term development could only be confirmed for *A. juncea* and *L. dubia* in particular pools. *Leucorrhinia albifrons* occurred only sporadically and was not found in the last study year (2018). By contrast, *L. pectoralis* did complete its development in the years 2017 and 2018. Generally, these species preferred waters with moderately or well developed vegetation. The results confirm that a wide range of species can reproduce in artificial pools. However, permanent reproduction could be recorded for just a few dragonfly species. Consequently, man-made pools in the Lower Silesian Forest should not be considered as long-term surrogate habitats but rather as temporary sub-population patches of the regional dragonfly fauna.

Key words: Odonata, dragonflies, damselflies, Poland, Lower Silesian Forest, Lubuskie, newly created ponds, colonization, reproduction success

Einleitung

Aufgrund der fortlaufenden Zerstörung von natürlichen Habitaten gewinnen künstlich angelegte Gewässer als Ersatzbiotope für Libellen immer mehr an Bedeutung. Der hohe Wert dieser Gewässer für die Erhaltung der Artenvielfalt sowie für den Schutz von seltenen Arten wurde bereits in vielen Studien belegt (z. B. Martens 1983, Wildermuth & Krebs 1983, Heitkamp et al. 1985, Chovanec 1998, Chovanec & Raab 2001, Hubble & Hurst 2003, Kadoya et al. 2004, Maibach 2009, Höpstein & Bellstedt 2009, Wildermuth 2012, 2017, Buczyński 2015). Generell wurde der größte Anstieg der Artenzahl innerhalb von zwei bis drei Jahren nach der Entstehung der Gewässer beobachtet (z.B. Donath 1985, Martens 1991, 1992, Chovanec & Raab 2001, Beynon & Daguet 2005, Maibach 2009). Zusätzlich haben mehrjährige Untersuchungen erbracht, dass sich die Artenzusammensetzung mit der Zeit ändert, indem der Anteil von Pionierarten und Generalisten abnimmt, während der Anteil von oft gefährdeten Spezialisten zunimmt (Hubble & Hurst 2003, Beynon & Daguet 2005, Maibach 2009). Zu den letztgenannten Libellenarten zählen mit Sicherheit die moortypischen Arten. Die Geschwindigkeit der Besiedlung von künstlich angelegten Gewässern durch diese Libellen hängt oft mit dem Entwicklungsstand der Vegetation sowie mit der Distanz zu den benachbarten Populationen zusammen. Generell erfolgt die Immigration zu den neuen Habitaten durch verschiedene moortypische Arten nach vier bis sechs Jahren (Martens 1991, 1992, Hubble & Hurst 2003, Wildermuth 2012, 2017). Im Rahmen der Moornaturierung neu angelegte oder regenerierte Gewässer können jedoch bereits innerhalb des ersten oder zweiten Jahres nach ihrer Entstehung besiedelt werden

und langfristig als der Ersatzlebensraum für moortypische Arten dienen (Wildermuth 1986, Pudwill 2000, Dufrêne et al. 2011). In dieser Hinsicht können die Populationen von gefährdeten Libellen durch die Schaffung und die zielartenspezifische Betreuung von anthropogenen Gewässern regional gestärkt werden; zudem lassen sich ihre Ausbreitungsmöglichkeiten verbessern (Wildermuth 1986, 1992, 1994, 2001, 2016, Buchwald & Schiel 2002, Beynon & Daguet 2005, Plunus et al. 2014).

Viele Libellenstudien basierten auf Beobachtungen von Imagines (Chovanec & Raab 2001, Glaser et al. 2003, Kadoya et al. 2004, Beynon & Daguet 2005) oder sie wurden nur über kurze Zeit, meistens innerhalb einer Saison, durchgeführt (Martens 1983, Heitkamp et al. 1985, Chovanec 1998, Glaser 1998, Hubble & Hurst 2003, Brandt & Buchwald 2011). Über die Etablierung bodenständiger Populationen sowie die langfristige Besiedlung der künstlich angelegten Gewässer durch Libellen, besonders durch seltene und gefährdete Arten, ist immer noch relativ wenig bekannt. Da viele von den an Moore gebundenen Arten in Polen unter Schutz stehen (Rozporządzenie 2016) oder einen Rückgang aufweisen (Bernard et al. 2009), war diese Gruppe für die vorliegende Studie besonders interessant.

Ziel dieser Studie war es, den Kenntnisstand der Libellenfauna künstlich angelegter Gewässer unterschiedlichen Alters mittels einer vierjährigen Untersuchung an Libellenexuvien zu ergänzen. Besondere Aufmerksamkeit wurde dabei der Artenvielfalt und dem Besiedlungserfolg von moortypischen Arten gewidmet. Im Fokus stand zudem die Erfassung populationsdynamischer Schwankungen bei diesen Arten im Verlauf von mehreren Jahren.

Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet befindet sich in der Niederschlesischen Heide (Voivodschaft Lubuskie, Polen), einem der größten Waldkomplexe Polens mit zahlreichen Moorbecken und einer reichen Libellenfauna (Rychła 2015, 2016, 2017). Für die vorliegende Studie wurden sechs kleine künstliche Gewässer ausgesucht, die durch die Verwaltung des Forstamtes Wymiarki in verschiedenen Teilen des Waldkomplexes angelegt wurden (Abb. 1). Diese Gewässer konnten nach Entstehungszeitpunkt in zwei Gruppen eingeteilt werden: „alt“ – drei Gewässer aus dem Jahre 2008 (Nr. 1, 2, und 3) und „neu“ – drei Gewässer aus den Jahren 2013-2014 (Nr. 4, 5 und 6) (Tabelle 1).

Die alten Gewässer wurden als Löschteiche angelegt und als kleine Brauchwasserreservoirs genutzt. Sie hatten eine Fläche von 172 bis 200 m² und konnten ca. 200–260 Kubikmeter Wasser speichern (Tabelle 1). Die Gewässer Nr. 1 und 3 waren mit einer Folie vom sandig-lehmigen Grund getrennt und wurden nur mit Regenwasser gespeist. Diese Gewässer waren aus Sicherheitsgründen umzäunt und es gab auch eine Installation für die Wasserentnahme durch die Feuerwehr. Die beiden Gewässer hatten bereits zu Beginn der Untersuchung 2015 eine ähnliche und gut entwickelte Vegetation, die aus submersen und emersen Pflanzen bestand, aber keine *Sphagnum*-Moose enthielt (Abb. 2). Die beiden Gewässer hatten klares, leicht gelbliches Wasser, pH-Werte im neutralen bis schwach basischen Bereich und überwiegend geringe Leitfähigkeitswerte von maximal 200 µS/cm während der gesamten Untersuchungszeit (Tabelle 1). Gewässer Nr. 2 war durch ein Rohr mit einem daneben verlaufenden Ent-

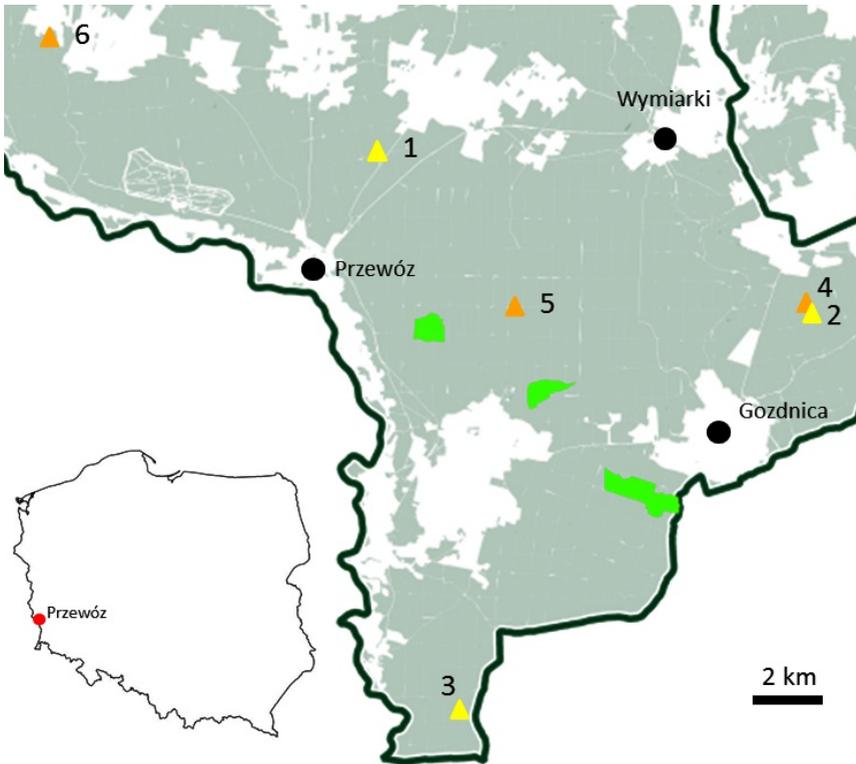


Abb. 1. Lage der untersuchten Gewässer. Gelbe Dreiecke: alte Gewässer, orange Dreiecke: neue Gewässer, Moorgebiete: hellgrüne Flächen, dunkelgrün: Wald. Grundlage: RDLP Zielona Góra, <http://rdlpzg.gis-net.pl>.

	ALT			NEU		
	1	2	3	4	5	6
<i>Sphagnum</i> -Moose	Orange	Green	Orange	Orange	Orange	Orange
submerse Pflanzen	Green	Green	Light Green	Orange	Orange	Orange
Schwimblattpflanzen	Green	Green	Yellow	Yellow	Orange	Orange
Großseggenriede	Light Green	Light Green	Light Green	Green	Yellow	Yellow
Röhrichte	Green	Orange	Light Green	Yellow	Orange	Orange

Abb. 2. Vegetation in den alten und neuen Gewässern zu Beginn der Untersuchung im Jahr 2015. Orange: nicht vorhanden, gelb: spärlich, hellgrün: mäßig, grün: stark entwickelt.

Tabelle 1. Geographische Lage, morphologische Charakteristik sowie pH-Werte, Leitfähigkeit (LF) und Deckungsgrad der gesamten Vegetation (DGV) der untersuchten Gewässer in den Jahren 2015-2018.

Nr.	Geographische Koordinaten		UTM	Jahr der Anlage	Vol. [m³]	Fläche [m²]	pH [min.–max.]	LF [min.–max. in µS/cm]	DGV [min.–max. in %]
	N	E							
ALT									
1	51.503873	14.972586	VT90	2008	206	178	7,2-8,1	39-190	40-80
2	51.462793	15.143561	WT00	2008	260	200	4,8-6,5	84-196	30-50
3	51.378253	15.004612	WS 09	2008	260	172	6,7-8,1	48-72	30-80
NEU									
4	51.468579	15.138572	WT00	2013	110	185	6,8-8,5	79-951	10-60
5	51.469854	15.023645	WT00	2013	271	257	5,7-8,6	92-144	1-10
6	51.530069	14.852155	VT80	2014	332	296	5,8-9,4	93-318	0-5

wässerungsgraben verbunden, was einen Wasseraustausch zwischen den beiden Anlagen ermöglichte. Das Wasser in Gewässer Nr. 2 hatte eine bräunliche Farbe und die pH-Werte lagen überwiegend im sauren Bereich (Tabelle 1). Die Vegetation war struktureich – mit Dominanz von *Juncus*-Arten am Ufer und im Wasser. Mäßig entwickelte Bestände der *Sphagnum*-Moose wurden nur in diesem Gewässer festgestellt.

Die neuen Gewässer waren zu Beginn der Untersuchung nahezu vegetationsfrei, mit relativ trübem Wasser, neutralen bis basischen pH-Werten und stark schwankender Leitfähigkeit (Tabelle 1, Abb. 2). Im Laufe der Untersuchung wurde eine fortschreitende Entwicklung der Vegetation nur in Gewässer Nr. 4 beobachtet – es dominierten dichte Bestände von *Juncus effusus* am Ufer und von *Typha latifolia* im Wasser. Von den anderen Gewässern (Nr. 5 und 6) wurden spontan aufgetretene Pflanzen (vor allem Grasarten) regelmäßig entfernt, so dass sich die Gewässer durch breite und steinige Ufer während der gesamten Untersuchungszeit auszeichneten.

Methoden

Die Studie befasst sich ausschließlich mit den Libellenexuvien. Die Untersuchung beschränkte sich auf die vollständige Aufsammlung der Großlibellen-Exuvien (Anisoptera). Auf die quantitative Erfassung der Kleinlibellen-Exuvien (Zygoptera) wurde aufgrund der schwachen Witterungsbeständigkeit der Larvenhüllen verzichtet. Es wurden jedoch qualitative Stichproben der Zygoptera-Exuvien erhoben, dies zur Ermittlung des Entwicklungserfolgs für die Zygopteren und damit der bodenständigen Arten in den jeweiligen Gewässern.

Die Exuvien der Großlibellen wurden in jedem Gewässer quantitativ gesammelt. Zu diesem Zweck suchte ich die gesamte Uferzone sowie der emersen Pflanzen im Wasser während jeder Kontrolle sorgfältig ab. Die Kontrollen erfolgten von der 1. Mai-

dekade bis Ende August in den Jahren 2015 bis 2018 an mindestens fünf Terminen und möglichst in drei- bis vierwöchigen Abständen. Die Bestimmung der Exuvien erfolgte mit einem Stereomikroskop unter Verwendung der Bestimmungsschlüssel von Brochard et al. (2012) und Heidemann und Seidenbusch (2002).

Während jeder Begehung wurden pH-Werte (pH-107 Tester) und Leitfähigkeit (EC-3, HM Digital) in jedem Gewässer gemessen. Bei der Erfassung der Vegetation wurde im Jahr 2015 die Anwesenheit/Abwesenheit von folgenden Vegetationsbeständen notiert und ihre prozentualen Deckungsgrade geschätzt: Röhrichte (v.a. *Typha* sp., *Phragmites australis*), Großseggenriede (v.a. *Juncus* sp., *Carex* sp., *Eleocharis* sp.), Schwimmblattpflanzen (v.a. *Potamogeton* sp.), submerse Pflanzen und *Sphagnum*-Moosschicht. In den folgenden Jahren (2016–2018) wurde nur die Gesamtdeckung der Vegetation geschätzt.

Bei der Auswertung der erhobenen Daten habe ich auf statistische Prüfverfahren verzichtet und anstatt dessen nur die deskriptive Methode benutzt, um die Ergebnisse zusammenzufassen und allgemeine Rückschlüsse zu ziehen.

Ergebnisse

Gesamte Artenzahlen in den Gewässern

Während des Untersuchungszeitraumes wurde die erfolgreiche Entwicklung von 26 Libellenarten – neun Kleinlibellen und 17 Großlibellen – nachgewiesen (Tabelle 2). Der größte Artenreichtum mit insgesamt 21 Arten wurde im alten Gewässer Nr. 1 festgestellt. Die geringste Artenzahl (10 Arten) fand ich im neuen Gewässer Nr. 5. Insgesamt wurden zwischen 11 und 21 Arten in den alten Gewässern sowie zwischen 10 und 19 in den neuen Gewässern nachgewiesen. Die Artenzahl der Anisopteren war am höchsten in den alten Gewässern Nr. 1 und 2, wo sich jeweils 13 Arten nachweisen ließen. Die niedrigste Artenzahl (7 Arten) wurde dagegen im neuen Gewässer Nr. 5 festgestellt.

Der gesamte Artenreichtum der Libellen variierte deutlich sowohl zwischen den Gewässern als auch innerhalb des jeweiligen Gewässers zwischen den Untersuchungsjahren (Abb. 3A).

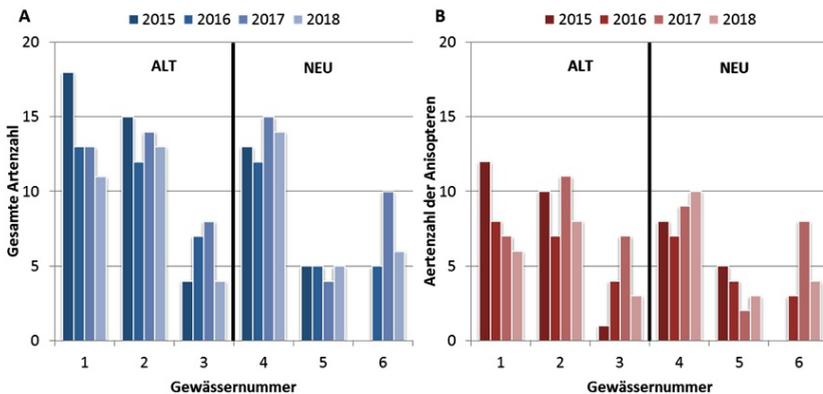


Abb. 3. Gesamte Artenzahlen (A) und Artenzahlen der Anisopteren (B) in alten (ALT) und neuen (NEU) Gewässern in den Jahren 2015–2018.

Tabelle 2. Anhand von Exuvien nachgewiesene Libellenarten der sechs Untersuchungsgewässer (* Zygoptera: qualitativ; Anisoptera: quantitativ – Anzahl Exuvien) in den Jahren 2015-2018.

	Libellenart	ALT			NEU		
		1	2	3	4	5	6
	Zygoptera						
1	<i>Lestes sponsa</i> (Hansemann, 1823)	*	*		*		
2	<i>Lestes virens</i> (Vander Linden, 1825)	*	*		*		
3	<i>Chalcolestes viridis</i> (Vander Linden, 1825)	*					
4	<i>Sympecma</i> sp. Burmeister, 1839	*					
5	<i>Pyrrhosoma nymphula</i> (Sulzer, 1776)	*	*		*	*	*
6	<i>Ischnura elegans</i> (Vander Linden, 1820)			*	*		*
7	<i>Enallagma cyathigerum</i> (Charpentier, 1840)	*	*	*	*	*	*
8	<i>Coenagrion hastulatum</i> (Charpentier, 1825)	*	*		*		
9	<i>Coenagrion puella</i> (Linnaeus, 1758)	*	*	*	*	*	*
	Anisoptera						
10	<i>Aeshna cyanea</i> (Müller, 1764)	163	36	11	83	231	2
11	<i>Aeshna grandis</i> (Linnaeus, 1758)	2	2				1
12	<i>Aeshna juncea</i> (Linnaeus, 1758)		86	5	1		
13	<i>Aeshna mixta</i> Latreille, 1805	2			4		
14	<i>Anax imperator</i> Leach, 1815	39	63		318		16
15	<i>Cordulia aenea</i> (Linnaeus, 1758)	7	142	6	26	20	4
16	<i>Somatochlora metallica</i> (Vander Linden, 1825)		1				
17	<i>Libellula depressa</i> Linnaeus, 1758	1		3	23	37	36
18	<i>Libellula quadrimaculata</i> Linnaeus, 1758	68	96	13	284	265	19
19	<i>Orthetrum cancellatum</i> (Linnaeus, 1758)	3					7
20	<i>Sympetrum danae</i> (Sulzer, 1776)	94	502	6	205	2	3
21	<i>Sympetrum sanguineum</i> (Müller, 1764)	22	16	2	106		
22	<i>Sympetrum striolatum</i> (Charpentier, 1840)	5	2		16	3	11
23	<i>Sympetrum vulgatum</i> (Linnaeus, 1758)			24	41	1	
24	<i>Leucorhinia albifrons</i> (Burmeister, 1839)	15	1				
25	<i>Leucorhinia dubia</i> (Vander Linden, 1825)	42	50				
26	<i>Leucorhinia pectoralis</i> (Charpentier, 1825)		9		8		
	Summe aller Exuvien	463	1006	70	1115	559	99
	Summe aller Arten	21	19	11	19	10	13

Generell wurde eine ähnlich hohe Diversität (zwischen 11 und 18 Arten) in zwei alten Gewässern (Nr. 1 und 2) sowie in einem neuen Gewässer Nr. 4 festgestellt. Dabei waren in den Gewässern Nr. 2 und 4 die Schwankungen in der Artenzahl relativ gering (zwischen 12 und 15 Arten). Nur in Gewässer Nr. 1 wurde ein deutlicher Rückgang von 18 Arten 2015 auf 11 Arten 2018 verzeichnet. Zwei neue Gewässer (Nr. 5 und 6) sowie ein altes Gewässer (Nr. 3) beherbergten dagegen zwischen 0 und 10 Arten. In den Gewässern Nr. 3 und 6 wurde eine deutliche Zunahme der Artenzahlen von 2015 bis 2017 festgestellt, in Gewässer Nr. 6 stieg die Anzahl sogar von 0 auf 10 an. Nur in Gewässer Nr. 5 variierte die Artenzahl von Jahr zu Jahr kaum (zwischen 4 und 5 Arten).

In Bezug auf die Artenzahlen der Anisopteren waren die Unterschiede zwischen den alten und neuen Gewässern nicht mehr so deutlich, wobei sich ein ähnliches Muster wie bei der gesamten Artenzahl ergab. Die höchste Diversität (zwischen 6 und 12 Arten) wurde wieder in den alten Gewässern Nr. 1 und 2 sowie im neuen Gewässer Nr. 4 festgestellt. In Gewässer Nr. 1 war ein deutlicher Rückgang der Artenzahl von 12 Arten

2015 auf 6 Arten 2018 zu verzeichnen. In den Gewässern Nr. 2 und 4 wurden nur geringe Schwankungen der Werte (zwischen 7 und 11 Arten) beobachtet. Größer – zwischen 0 und 8 Arten – waren sie in den neuen Gewässern Nr. 5 und 6 sowie im alten Gewässer Nr. 3. Dabei wurde in den Gewässern Nr. 3 und 6 eine starke Zunahme der Artenzahlen von 2015 bis 2017 festgestellt; diese stiegen von 1 auf 7 bzw. von 0 auf 8.

Besiedlung der Gewässer durch Großlibellen

Vier Arten (*Aeshna cyanea*, *Cordulia aenea*, *Libellula quadrimaculata* und *Sympetrum danae*) wurden in allen Gewässern während des gesamten Untersuchungszeitraums festgestellt (Tabelle 2). Allerdings waren ihre Stetigkeiten in Bezug auf die jeweiligen Untersuchungsjahre und Gewässer relativ niedrig. Ununterbrochene Entwicklungsnachweise wurden für *C. aenea* nur in Gewässer Nr. 2, für *S. danae* nur in Gewässer Nr. 4 und für *A. cyanea* in drei Gewässern (Nr. 1, 2 und 4) festgestellt (Abb. 4). Die höchste Stetigkeit wies *L. quadrimaculata* auf, die sich in insgesamt fünf Gewässern (Nr. 1-5)

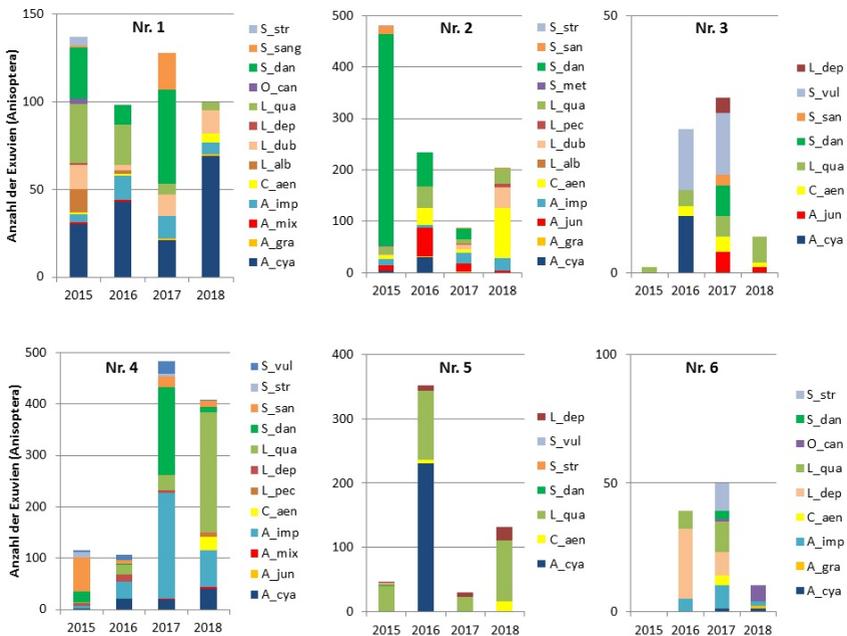


Abb. 4. Anzahlen der Großlibellen-Exuvien in alten Gewässern (Nr. 1-3) und neuen Gewässern (Nr. 4-6) in den Jahren 2015-2018.

in jedem Untersuchungsjahr nachweisen ließ (Abb. 4). Zu den seltensten Arten gehörte dagegen *Somatochlora metallica*, die nur einmal in Gewässer Nr. 2 gefunden wurde (Tabelle 2). Außerdem traten *Aeshna grandis*, *A. mixta* und *Orthetrum cancellatum* nur sporadisch auf; ihre Exuvien wurden sowohl in den alten Gewässern (Nr. 1 und 2) als auch in den neuen Gewässern (Nr. 4 und 6) vereinzelt gefunden. *Libellula depressa*

Tabelle 3. Artendominanzen der Großlibellen (in%) in den Gewässern in den jeweiligen Untersuchungsjahren 2015-2018.

Gew.-Nr. Jahr	ALT								NEU								
	15	16	17	18	15	16	17	18	15	16	17	18	15	16	17	18	
A. cyanea	22, 0	43, 9	16, 4	69, 0	0, 8	12, 8	1, 2	0, 5					19, 6	1, 7	6, 4	9, 8	
A. grandis			0, 8	1, 0		0, 4	1, 2										
A. juncea					2, 3	23, 9	18, 4				11, 8	14, 3					
A. mixta	0, 7	1, 0				2, 3	9, 4	1, 5									
A. imperator	3, 6	14, 3	10, 1	7, 0	2, 3	2, 6	0, 2				24, 0						
C. aenea	0, 7	1, 0		5, 0	1, 7	13, 7	6, 9	1			14, 3			5, 2			
S. metallica	0, 7				0, 2												
L. depressa	24, 2	23, 8	4, 7	5, 0	3, 3	18, 0	9, 2	7			8, 8						
L. quadrimaculata	8	5	23, 5	4, 7	5, 0	3, 3	0	9, 2	7		11, 8	7, 1					
O. cancellatum	2, 2																
S. danae	21, 2	11, 3	42, 3	85, 9	28, 6	25, 2					17, 7			19, 0	0, 9	35, 5	
S. sanguineum	0, 7		1, 6	2, 9		1, 2	0, 5				5, 9			5, 6	1, 7	5, 4	2, 9
S. stibolatum	3, 7				0, 4												
S. vulgatum																	
L. albifrons	9, 5	2, 0															
L. dubia	10, 2	3, 0	9, 4	0	0, 2												
L. pectoralis																	2, 0

und *Sympetrum striolatum* erreichten im Durchschnitt höhere Abundanz in den neuen Gewässern im Vergleich zu den alten Gewässern (Tabelle 2, 3).

In allen Gewässern schwankte die Artendominanz erheblich (Abb. 4, Tabelle 3). In Gewässer Nr. 1 wechselten die dominantesten Arten: *A. cyanea*, *L. quadrimaculata* und *S. danae* von Jahr zu Jahr, während in Gewässer Nr. 2 *S. danae* drei Jahre lang dominierte, danach folgte *Cordulia aenea* als dominanteste Art. In Gewässer Nr. 3 wechselte die Dominanz zwischen *L. quadrimaculata* und *Sympetrum vulgatum* und in Gewässer Nr. 5 zwischen *L. quadrimaculata* und *A. cyanea* ab. In Gewässer Nr. 4 dominierte zuerst *Sympetrum sanguineum* und in den nächsten Jahren *Anax imperator* oder *L. quadrimaculata*. In Gewässer Nr. 6 dominierte zuerst *L. depressa* und in der Folge *L. quadrimaculata* und *O. cancellatum*.

Im Verlauf der Untersuchungsperiode wurden vier moorpräferierende Arten nachgewiesen: *Aeshna juncea*, *Leucor-*

rhinia albifrons, *L. dubia* und *L. pectoralis* (Tabelle 2). *Aeshna juncea* entwickelte sich in drei Gewässern (Nr. 2, 3 und 4). Allerdings konnte die dauerhafte Anwesenheit dieser Art nur im alten Gewässer Nr. 2 festgestellt werden, wo Exuvien in jedem Untersuchungsjahr gefunden wurden und gelegentlich einen hohen Anteil der Großlibellenemergenz (maximal 24% der Dominanz) ausmachten (Tabelle 3). In den anderen Gewässern wurde *A. juncea* erst 2017 (Gewässer Nr. 3) oder 2018 (Gewässer Nr. 4) nachgewiesen (Abb. 4), wo sie entsprechend 12-14% und <1% der Emergenz ausmachte. Die *Leucorrhinia*-Arten wurden hauptsächlich in den alten Gewässern Nr. 1 und 2 gefunden. Dabei trat *L. dubia* am häufigsten auf und konnte sogar über 20% der Libellenzönose (Gewässer Nr. 2 im Jahr 2018) erreichen (Tabelle 3). *Leucorrhinia albifrons* wurde nur selten nachgewiesen. Diese Art wurde nur 2015 und 2016 in Gewässer Nr. 1 sowie 2017 in Gewässer Nr. 2 durch wenige Exuvienfunde bestätigt. Damit hatte sie einen entsprechend geringen Anteil (<10%) an der Libellenzönose. Der erste Nachweis von *L. pectoralis* fand erst 2017 in Gewässer Nr. 2 sowie 2018 in Gewässer Nr. 4 statt (Abb. 4). In beiden Gewässern kam diese Art in geringer Anzahl vor und erreichte damit einen Dominanzwert von nur 2 bis 3% an der gesamten Großlibellenemergenz (Tabelle 3).

Libellendiversität und Gewässerparameter

Die Artenzahl der Anisopteren war nicht direkt vom Gewässeralter abhängig (Abb. 5A). In den neuen Gewässern konnte bereits innerhalb von zwei Jahren nach der Anlage eine ähnliche Artenzahl festgestellt werden wie in den 10-jährigen Gewässern. Die Ar-

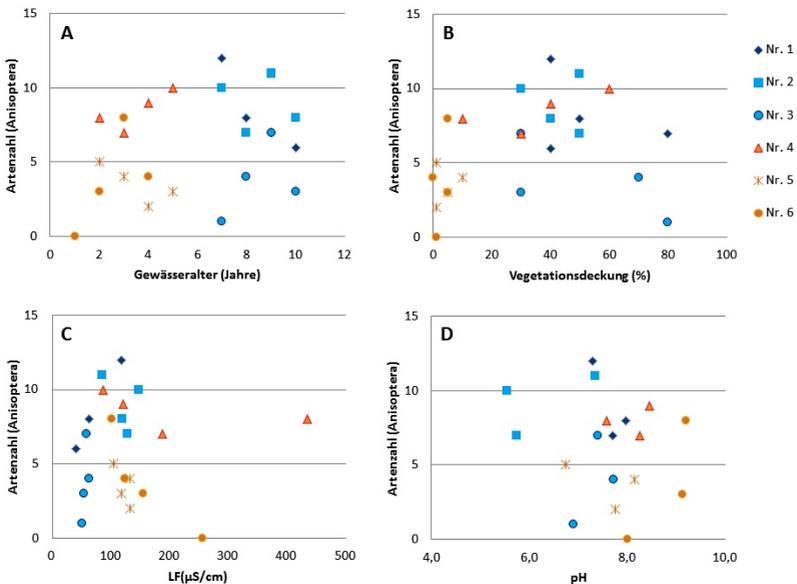


Abb. 5. Zusammenhänge zwischen der Artenzahl der Anisoptera und dem Gewässeralter (A), der Vegetationsdeckung (B), der Leifähigkeit (C) und den pH-Werten (D).

tenzahl zeigte nur eine gewisse, aber nicht lineare Abhängigkeit vom Grad der Vegetationsdeckung (Abb. 5B). Die höchsten Artenzahlen wurden im Bereich zwischen 30-60% Vegetationsdeckung erreicht, was auf optimale Bedingungen bezüglich der Vegetation hinwies. Unter und über diesen Werten herrschte generell ein niedrigerer Artenreichtum in den Gewässern. Die pH- sowie die Leitfähigkeitswerte erklärten nicht die Diversität der Anisopteren in den untersuchten Gewässern.

Diskussion

Artenvielfalt

Die Ergebnisse zum langfristigen Besiedlungserfolg der künstlichen Gewässer in der Niederschlesischen Heide durch Großlibellen zeigen, dass die Anzahl der bodenständigen Arten innerhalb von zwei bis drei Jahren nach der Entstehung der Gewässer am stärksten anstieg. Die Ergebnisse stimmen weitgehend mit denen anderer Untersuchungen überein, die an künstlich entstandenen Gewässern erzielt wurden (Donath 1985, Martens 1991, 1992, Chovanec & Raab 2001, Beynon & Daguët 2005, Maibach 2009). Es zeigte sich auch, dass dieser Prozess gewässerspezifisch verlief. Schon im zweiten und dritten Jahr nach der Anlage konnten in zwei Gewässern (Nr. 4 und 6) bis maximal acht Anisoptera-Arten und im dritten Gewässer (Nr. 5) vier bis fünf Arten bodenständig nachgewiesen werden. Die Artendiversität variierte somit zwischen den einzelnen Gewässern relativ stark. Verschiedene Geschwindigkeiten des Besiedlungsprozesses wurden auch an anderen neu geschaffenen Gewässern Mitteleuropas beobachtet. Generell konnten zu Beginn zwischen einer und neun bodenständige Anisoptera-Arten am Anfang gefunden werden (Heitkamp et al. 1985, Martens 1991, 1992, Höpstein et al. 2009, Maibach 2009, Brandt & Buchwald 2011). In einigen Fällen siedelten sich mehr als zehn Großlibellen-Arten ein (Martens 1983, Pudwill 2000, Wildermuth 2012, 2017). Diese Ergebnisse weisen darauf hin, dass allein das Gewässeralter zwar eine gewisse, jedoch nur untergeordnete Rolle in der Geschwindigkeit der Besiedlung spielen kann. Der Zeitraum bis es zu einer Ansiedlung von Arten kommt, kann auch von den edaphischen und wasserchemischen Bedingungen abhängen, die wiederum die Vegetationsentwicklung bestimmen. Diese bedingt wiederum das Artenspektrum, das neu entstandene Gewässer besiedelt. In Abhängigkeit von der Vegetationsentwicklung ändern sich Artenspektrum und Dominanz der Arten. So bedingt ein niedriger Vegetationsdeckungsgrad Arten wie *Libellula depressa*, deren Dominanz aber mit zunehmenden Aufkommen von Helophyten zugunsten von riedbewohnenden Arten zurückgeht (Beutler 1987, Buczyński 2015). Ein weiteres gutes Beispiel für diese These stellt das alte Gewässer Nr. 3 dar, in dem sieben Jahre nach der Anlage der Entwicklungserfolg von nur einer Art (*Libellula quadrimaculata*) belegt wurde, während in den anderen gleichalten Gewässern bereits zehn bis zwölf Anisoptera-Arten vorkamen.

Artenspektrum

Die ersten Anisoptera-Arten mit Reproduktionserfolg innerhalb des Untersuchungszeitraums von vier Jahren und in allen neuen Gewässern, waren *Cordulia aenea*, *Libellula depressa*, *L. quadrimaculata*, *Aeshna cyanea*, *Sympetrum danae* und *S. striolatum*. Außerdem wurden *Anax imperator* und *Sympetrum vulgatum* in zwei Gewässern nachgewiesen. Davon konnte eine ununterbrochene Entwicklung in mindestens zwei

Gewässern für nur zwei Arten (*L. quadrimaculata* und *A. imperator*) belegt werden. Alle anderen Arten traten entweder innerhalb von 1–2 Jahren auf, oder ihre dauerhafte Fortpflanzung fand nur in einem Gewässer statt. Diese Ergebnisse weisen darauf hin, dass der Ansiedlungsprozess an den neuen Gewässern sehr dynamisch ablief und nicht in allen Fällen erfolgreich war. Jedoch war die Artenzusammensetzung weitgehend ähnlich wie bei neuen künstlichen Gewässern in anderen Gebieten (Heitkamp et al. 1985, Martens 1991, 1992, Chovanec 1998, Pudwill 2000, Höpstein et al. 2009). Nur *Orthetrum cancellatum*, eine typische Pionierart, war in den untersuchten Gewässern sehr selten, was wahrscheinlich mit dem weitgehenden Fehlen von mineralischem Substrat in der Uferzone zusammenhängt. Eine weitere Art, *S. striolatum*, oft auch als Erstbesiedler von neu angelegten Gewässern betrachtet (z. B. Martens 1991, 1992, Chovanec & Raab 2001, Höpstein et al. 2009), wurde zwar in jedem neuen Gewässer nachgewiesen, konnte sich dort jedoch nicht langfristig durchsetzen. Nachweise mit Annahme der Bodenständigkeit aus der Niederschlesischen Heide sind erst seit kurzem bekannt (Rychta 2016, 2017). Eine Bestätigung sicherer Reproduktion erbrachten erst die Ergebnisse dieser Studie. Es ist anzunehmen, dass unter günstiger Witterung die künstlichen Gewässer zur Populationsentwicklung von *S. striolatum* in der Region einen Beitrag leisten könnten.

Ausschließlich in den alten Gewässern wurden *Somatochlora metallica*, *Leucorrhinia albifrons* und *L. dubia* nachgewiesen, wobei es sich bei der erstgenannten Art um einen einmaligen Fund einer Exuvie in Gewässer Nr. 2 handelte. Weitere Arten (*Aeshna juncea*, *A. mixta*, *L. pectoralis* und *Sympetrum sanguineum*) bevorzugten deutlich die alten Gewässer, obwohl sie auch im neuen Gewässer Nr. 4 vorkamen. Die schnelle Besiedlung dieses neuen Gewässers lässt sich durch die Sukzession der strukturreichen Vegetation erklären, die dort viel rascher als bei den anderen neuen Gewässern ablief. Es zeigte sich, dass vor allem die moorpräferierenden Arten für die vegetationsreichen Gewässer in der Niederschlesischen Heide typisch waren. Dabei handelte es sich sicher um Zuwanderer aus den Mooren und Abgrabungsgewässern der Umgebung, wo sie mit großen Populationen vorkommen (Rychta 2015, 2016, 2017). Dies weist auch auf einen regen Austausch von Individuen zwischen den benachbarten Gewässern und auf die Existenz einer Metapopulation vom Typ „Core-Satellite-Population“ (vgl. Hanski & Gyllenberg 1993) im Gebiet hin. Die untersuchten Gewässer können damit als Vernetzungselemente für die moortypischen Arten fungieren.

Vorkommen von moortypischen Arten

Während der gesamten Untersuchungszeit wurde die Bodenständigkeit von vier moorpräferierenden Anisoptera-Arten (*Aeshna juncea*, *Leucorrhinia albifrons*, *L. dubia* und *L. pectoralis*) in den künstlichen Gewässern bestätigt. Dabei waren *A. juncea*, *L. albifrons* und *L. dubia* bereits im ersten Untersuchungsjahr bodenständig, aber eine dauerhafte Entwicklung bzw. Etablierung wurde nur für *L. dubia* und *A. juncea* und nur in einzelnen Gewässern beobachtet, während *L. albifrons* im letzten Untersuchungsjahr vollständig verschwand. Das Ergebnis deutet darauf hin, dass diese Spezialisten selten optimale Bedingungen für die Bildung von stabilen Populationen in solchen Gewässern finden. In den anderen Gebieten wurden moorpräferierende Arten ebenfalls selten in künstlichen Gewässern nachgewiesen (Martens 1991, 1992, Pudwill 2000, Hub-

ble & Hurst 2003, Wildermuth 2012, 2017, Fiebig & Lohr 2013). Als besonders häufig erwies sich *A. juncea*; offensichtlich ist sie von allen betrachteten Arten am besten in der Lage, die sich sukzessiv entwickelnden Bedingungen in einem Gewässer für eine erfolgreiche und dauerhafte Reproduktion zu nutzen. Die langfristige Bildung der Population von *A. juncea* in Gewässer Nr. 2 zeigt, dass Biotope mit einem dystrophen Charakter für die stabile Entwicklung dieser Art am günstigsten sind. Obwohl sie zu den typischen tyrphophilen Arten zählt, kann sie auch kleine Populationen in Gewässern anderen Charakters bilden, die vor allem eine niedrige Trophie mit gut ausgebildeten Ried- und Seggenrasen besitzen (Mielewczyk 1969, Sternberg 2000, Buczyński 2001, Schmidt 2015). Dies bestätigen auch die Ergebnisse von den Gewässern Nr. 3 und 4 im Untersuchungsgebiet, wo einige Exuvien von *A. juncea* im Laufe der Untersuchung gefunden wurden.

Leucorrhinia dubia zeigte ebenfalls ein stabiles Ansiedlungspotenzial, jedoch nur in den alten Gewässern des Untersuchungsgebietes. Sie kam in relativ großen Individuenzahlen zusammen mit *A. juncea* in Gewässer Nr. 2 vor. Ähnlich wie bei *A. juncea* war dieser Biotoptyp deshalb für *L. dubia* am günstigsten, weil eine ausgedehnte Torfmoosdecke, der dystrophe Charakter und die Abwesenheit von Fischen optimale Bedingungen für die erfolgreiche Entwicklung dieser Art boten (Pudwill 2000, Buczyński 2001, 2015, Beynon & Daguet 2005, Ott 2015). Bemerkenswert ist jedoch ein weiteres Vorkommen einer kleinen, aber stabilen Population im fischfreien Gewässer Nr. 1 mit neutralen pH-Werten und mit flutenden Rasen aus Binsen und Laichkraut anstelle von Torfmoosen. Obwohl Torfmoose und Fischfreiheit für *L. dubia* nicht obligatorisch sind (Voigt 2005b, Ott 2015), sind Nachweise zum Vorkommen dieser Art in anderen Biotopen Polens immer noch sehr selten. Darunter seien vor allem nicht oder extensiv bewirtschaftete Fischteiche (Musiał 1972, Buczyński 2015), natürliche und anthropogen entstandene Kleingewässer (Mielewczyk 1971, Piksa et al. 2006, Buczyński & Zawal 2007), alte Sandgruben-Restgewässer (P. Mikołajczuk pers. Mitt.) sowie Altwässer (P. Buczyński pers. Mitt.) erwähnt. Diese Biotope zeichnen sich oft durch klares bis leicht trübes, schwach saures bis neutrales Wasser aus. Weiterhin besteht die Vegetation aus einem Mosaik von Röhrichtpflanzen (v. a. *Phragmites australis*, *Typha latifolia*), Großseggenrieden (v. a. *Juncus* sp., *Equisetum* sp., *Sparganium* sp., *Alisma plantago-aquatica*, *Carex* sp.), sowie vereinzelt aus Hydrophyten (*Myriophyllum* sp., *Ceratophyllum* sp., *Potamogeton* sp.). Die Gewässer liegen inmitten von Kieferforsten. Piksa et al. (2006) berichten auch von durch *L. dubia* besiedelten anthropogenen Kleingewässern, die inmitten von beweidetem Grünland lagen. Die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung zeigen, dass *L. dubia* sich langfristig selbst in *Sphagnum*-freien Biotopen reproduzieren kann. Deshalb sollte sie nicht mehr als „tyrphobiont“, wie es bis jetzt in Polen der Fall war (Bernard et al. 2009), sondern als „tyrphophil“ bezeichnet werden.

Im Gegensatz zu *L. dubia* trat *L. albifrons*, als weitere Moorart in den künstlichen Gewässern nur sehr selten auf. Trotz der zahlreichen Nachweise von individuenstarken Populationen in benachbarten Gebieten (Rychła 2015, 2016, 2017), konnte sie sich in den untersuchten Gewässern nicht durchsetzen. Diese Art kann zwar anthropogene Gewässer verschiedenen Ursprungs erfolgreich besiedeln (z. B. Brockhaus & Rychła 2009, Lis 2012, Buczyński 2015, Voigt 2005a, Rychła 2017), bevorzugt jedoch größere Gewässer wie Ton- und Sandgrubenrestgewässer, die ausgedehnte Verlandungs- und Flachwasservegetation sowie eine freie Wasserfläche aufweisen. Solche Gewässer

dienen als Ersatzbiotope für Seen unterschiedlicher Größe, in denen diese Art am häufigsten auftritt (Wischof 1997, Bernard et al. 2009, Mauersberger et al. 2013, Buczyński 2015, Mauersberger & Burbach 2015). Deshalb sind die wenigen Nachweise in den kleinen künstlichen Gewässern eher als Zufallsereignisse und nicht als Zeichen einer dauerhaften Ansiedlung zu interpretieren. Weiterhin ist es auch in Zukunft nicht zu erwarten, dass sich *L. albifrons* in diesen Gewässern reproduzieren wird, da außer der geringen Größe der Biotope auch die Sukzession in Richtung höherer Trophie sich negativ für die Art auswirkt.

Das bodenständige Vorkommen von *L. pectoralis* war auf die beiden letzten Untersuchungsjahre 2017 und 2018 beschränkt. Sie wurde zuerst im alten Gewässer Nr. 2 nachgewiesen und im Folgejahr war sie auch noch im neuen Gewässer Nr. 4 anwesend. Dadurch, dass die Gewässer Nr. 2 und Nr. 4 sehr nahe beieinander liegen, wurden sie wahrscheinlich gleichzeitig durch *L. pectoralis* besiedelt. Bezüglich der Habitateigenschaften weichen die beiden Gewässer ziemlich stark voneinander ab, was auf die breite ökologische Toleranz der Art hinweist (Bernard 2012). In Gewässer Nr. 2 konnte sie sich in den schwach sauren und dystrophen Habitaten mit dichten Beständen von *Sphagnum*- und *Utricularia* im Wasser und *Juncus effusus* am Ufer erfolgreich reproduzieren. Gleichzeitig kam sie auch im neutralen, leicht trüben Gewässer Nr. 4 vor, wo *Typha latifolia* und *Potamogeton natans* dominierten. Bemerkenswert ist dabei, dass die Besiedlung später erfolgte als bei den anderen moorpräferierenden Arten. Dies deutet darauf hin, dass diese Art stärker fortgeschrittene Sukzessionsstadien der Gewässer bevorzugt (vgl. Wildermuth 1992). Gleichzeitig ist jedoch die langfristige Fortpflanzung von *L. pectoralis* in den künstlichen Gewässern fraglich, da dort die Sukzession von Helophyten, sehr schnell abläuft. Dies kann innerhalb kurzer Zeit zum vollständigen Zuwachsen der freien Wasserfläche führen und folglich eine negative Wirkung auf die Population von *L. pectoralis* haben (Wildermuth 1992, 2001, Harabiš & Dolný 2012).

Bedeutung von künstlichen Gewässern für Libellen

Die Ergebnisse bestätigten, dass künstliche Gewässer durch ein breites Spektrum von Arten erfolgreich besiedelt werden können. Die Artenvielfalt der einzelnen Gewässer variierte jedoch von Jahr zu Jahr, was auf suboptimale Bedingungen innerhalb der Lebensräume hindeutet und wahrscheinlich eine dauerhafte Besiedlung durch einige Arten verhinderte. Die wichtigste Rolle scheint dabei der Entwicklungsstand der Vegetation zu spielen, da verschiedene Pflanzenstrukturen sowohl durch die Imagines als auch durch die Larven als Lebensraum genutzt werden. Allerdings ist ein schneller Ablauf der Sukzession für neu angelegte Kleingewässer charakteristisch (Sternberg 1997, Wildermuth 2017, Glaser et al. 2003, Kadoya et al. 2004). Da die mittleren Sukzessionsstadien sowohl für die Artenvielfalt als auch für die Reproduktion bestimmter Spezialisten am günstigsten sind, werden solche Stadien durch naturschutzorientierte Pflegemaßnahmen oft angestrebt (Heitkamp et al. 1985, Sternberg 1997, Chovanec 1998, Wildermuth 2001, Fiebig & Lohr 2013). Anlage und gezielte Pflege von Kleingewässern haben einen hohen Wert für die Erhaltung der Libellenfauna vor allem in Gebieten, in denen natürliche aquatische Lebensräume selten sind, wie z. B. in den Städten (z.B. Chovanec & Raab 2001, Piksa et al. 2006, Brandt & Buchwald 2011, Goertzen & Suhling 2013), aber auch in Wald-, Wiesen- und Ackergebieten (z.B. Janssen et al. 2018, Wildermuth 2017) oder

teilentwässerten Mooren (z.B. Beynon & Daguët 2005, Pudwill 2000, Dufrêne et al. 2011, Wildermuth 2001, 2016). Da in der Niederschlesischen Heide noch relativ viele großflächige Feuchtgebiete vorhanden sind, sind diese die Hauptzentren der Reproduktion von Libellen, auch von seltenen und geschützten Arten wie z. B. *Leucorrhinia albifrons* und *L. pectoralis* (Rychła 2015, 2016, 2017). Die Vorteile ausgedehnter Feuchtgebiete gegenüber isolierten Kleingewässern liegen darin, dass sie durch ihre Größe und relativ stabile Wasserstände den Libellen eine größere Vielfalt an optimalen Mikrohabitaten anbieten. Deshalb sind die künstlich angelegten Kleingewässer gegenwärtig nicht als langfristige Ersatzbiotope, sondern vielmehr als temporäre Aufenthaltsorte von kleinen Nebenpopulationen in der Niederschlesischen Heide zu sehen. In der längerfristigen Perspektive können sie jedoch beim lokalen Genfluss und Genaustausch zwischen den benachbarten Populationen einen Beitrag leisten.

Danksagung

Ich danke Piotr Mikotaćjczuk für die Übernahme der Bestimmung eines Teils des Exuvienmaterials. Weiterhin gilt mein Dank den Mitarbeitern der Försterei Wymiarki für die Bereitstellung von Informationen über die Gewässer und von notwendigen Genehmigungen. Hansruedi Wildermuth, Franz-Josef Schiel und Martin Schorr möchte ich für die wertvollen Kommentare und sprachlichen Korrekturen zu diesem Manuskript herzlich danken. Dem IDF danke ich für die finanzielle Unterstützung.

References

- Bernard, R. 2012. 1042 Zalotka większa *Leucorrhinia pectoralis* (Charpentier, 1825). [In:] M. Makomaska-Juchiewicz, P. Baran (red.). Monitoring gatunków zwierząt. Przewodnik metodyczny. Część druga. Biblioteka Monitoringu Środowiska, GIOŚ, Warszawa: 68-94.
- Bernard, R., Buczyński, P., Tończyk, G. & J. Wendzonka. 2009. Atlas rozmieszczenia ważek (Odonata) w Polsce. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań.
- Beutler, H. 1987. Untersuchungen zur Populationsstruktur und -dynamik mitteleuropäischer Libellen (Odonata). Dissertation, Mathematisch-naturwissenschaftliche Fakultät, Humboldt-Universität Berlin. 101 pp.
- Beynon, T.G. & C. Daguët. 2005. Creation of a large pool for colonisation by white-faced darter *Leucorrhinia dubia* dragonflies at Chartley Moss NNR, Staffordshire, England. Conservation Evidence 2: 135-136.
- Brandt, K. & R. Buchwald. 2011. Die Bedeutung von Kompensationsgewässern für die Libellenfauna der Stadt Oldenburg (Odonata). Libellula 30 (3/4): 111-132.
- Brochard, C., Groenendijk, D., van der Ploeg, E. & T. Termaat. 2012. Fotogids Larvenhuidjes van Libellen. KNNV Uitgeverij, Zeist.
- Brockhaus, T. & A. Rychła. 2009. Vorläufige kommentierte Checkliste der Libellen des Muskauer Faltenbogens (Insecta: Odonata). Berichte der Naturforschenden Gesellschaft der Oberlausitz 17: 77–82.
- Buchwald, R. & F.-J. Schiel. 2002. Möglichkeiten und Grenzen gezielter Artenschutzmaßnahmen in Mooren – dargestellt am Beispiel ausgewählter Libellenarten in Südwestdeutschland. Telma 32: 161-174.

- Buczyński, P. 2001. Ważki (Insecta: Odonata) torfowisk wysokich i przejściowych środkowo-wschodniej Polski. Doktorarbeit, Wydział Biologii i Nauk o Ziemi, Uniwersytet Marii Curie-Skłodowskiej, Lublin, 175 S.
- Buczyński, P. 2015. Dragonflies (Odonata) of anthropogenic waters in middle-eastern Poland. Wyd. Mantis, Olsztyn, 272 S.
- Buczyński, P. & A. Zawal. 2007. Ważki (Odonata) rezerwatu „Jeziro Szare”. Parki Narodowe i Rezerваты Przyrody 26 (4): 79-91.
- Chovanec, A. 1998. The composition of the dragonfly community (Insecta: Odonata) of a small artificial pond in Mödling (Lower Austria): seasonal variations and aspects of bioindication. *Lauterbornia* 32: 1-14.
- Chovanec, A. & R. Raab. 2001. Die Libellenfauna (Insecta: Odonata) des Tritonwassers auf der Donauinsel in Wien – Ergebnisse einer Langzeitstudie, Aspekte der Gewässerbewertung und der Bioindikation. *Denisia* 3: 63-79.
- Donath, H. 1985. Die Besiedlung eines künstlich geschaffenen Naturschutzweihers durch Libellen. *Naturschutzarbeit in Berlin und Brandenburg* 21(1): 12-14.
- Dufrêne, M., Baltus, H., Cors, R., Fichetef, V., Moeës, P., Warlomont, P., Dierstein, A. & G. Motte. 2011. Bilan du monitoring des libellules dans les sites restaurés par le projet LIFE “Tourbières” sur le Plateau de Saint-Hubert. *Les Naturalistes belges* 92(3-4): 37-54.
- Fiebig, I. & M. Lohr. 2013. Libellengemeinschaften oligotroph-saurer Sekundärgewässer im Solling, Süd-Niedersachsen (Odonata). *Libellula* 32 (3/4) 2013: 115-139.
- Glaser, E. 1998. Besiedlung von neugeschaffenen Gewässern in der Chemnitzau bei Heinersdorf durch Libellen, Fische und Lurche. *Veröff. Museum für Naturkunde Chemnitz* 21: 131-138.
- Glaser, F., Mungenast, F. & H. Sonntag. 2003. Bewässerungsteiche als Lebensräume für Amphibien und Libellen am Beispiel der Trams bei Landeck (Tirol, Österreich) – Artenbestand, naturschutzfachliche Bedeutung, Schutz und Erhaltung. *Berichte des naturwissenschaftlich-medizinischen Verein Innsbruck* 90: 165-206.
- Goertzen, D. & F. Suhling. 2013. Promoting dragonfly diversity in cities: Major determinants and implications for urban pond design. *Journal of Insect Conservation* 17: 399-409.
- Hanski, I. & M. Gyllenberg. 1993. Two general metapopulation models and the core-satellite species hypothesis. *American Naturalist* 142: 17-41.
- Harabiš, F. & A. Dolný. 2012. Human altered ecosystems: suitable habitats as well as ecological traps for dragonflies (Odonata): the matter of scale. *Journal of Insect Conservation* 16, 1: 121-130.
- Heidemann, H. & R. Seidenbusch. 2002. Die Libellenlarven Deutschlands und Frankreichs, Handbuch für Exuviansammler. Goecke & Evers, Keltern.
- Heitkamp, U., Gottwald, J. & K. Klapp. 1985. Anfangsphasen der Sukzession der Zoozöosen neu geschaffener und restaurierter Tümpel. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 13: 97-110.
- Höpstein, G. & R. Bellstedt. 2009. Die Besiedlung eines neu angelegten Kleingewässers durch Amphibien (Amphibia) und aquatische Insekten (Insecta: Odonata, Coleo-

- ptera) bei Bad Blankenburg (Landkreis Saalfeld-Rudolstadt/Thüringen). Thüringer Faunistische Abhandlungen 14: 31-42.
- Hubble, D.S & D. Hurst. 2003. Management of small dug ponds for Odonata conservation and colonization in an area of valley mire and wet heathland (Bourne Valley, Dorset). Journal of the British Dragonfly Society 19(1-2): 24-34.
- Janssen, A., Hunger, H., Konold, W., Pufal, G. & M. Staab. 2018. Simple pond restoration measures increase dragonfly (Insecta: Odonata) diversity. Biodiversity & Conservation 27: 2311-2328.
- Kadoya, T., Suda, S. & I. Washitani. 2004. Dragonfly species richness on man-made ponds: effects of pond size and pond age on newly established assemblages. Ecological Research 19: 461-467.
- Lis, Ł. 2012. *Leucorrhinia albifrons* (BURMEISTER, 1839) (Odonata: Libellulidae) w siedlisku antropogenicznym na obszarze byłej kopalni siarki „Jeziórko” (Kotlina Sandomierska). Odonatrix 8(2): 55-58.
- Maibach, A. 2009. Gestion intégrée des éléments naturels et de la biodiversité en forêt secondaire (forêts de la région de Suchy, canton de Vaud, Suisse). III. Suivi de la colonisation par les libellules (Insecta, Odonata) d'un bassin amortisseur de crues aménagé de manière naturelle. Bulletin de la Société Vaudoise des Sciences Naturelle 91(3): 217-233.
- Martens, A. 1983. Besiedlung von neugeschaffenen Kleingewässern durch Libellen (Insecta: Odonata). Braunschweiger Naturkundliche Schriften 1(4): 591-601.
- Martens, A. 1991. Kolonisationserfolg von Libellen an einem neu angelegten Gewässer. Libellula 10: 45-61.
- Martens, A. 1992. Erratum zu Libellula 10(1/2): 45-61 (Dez. 1991). Kolonisationserfolg von Libellen an einem neu angelegten Gewässer. Libellula 11: 87-88.
- Mauersberger, R. & K. Burbach. 2015. *Leucorrhinia albifrons* (Burmeister, 1839). Östliche Moosjungfer. Libellula Supplement 14: 254-257.
- Mauersberger, R., Brauner, O., Petzold, F. & M. Kruse. mit Beiträgen von Donath, H., Günther, A., Beutler, H., Lehmann, A., Kruse, G., Lemke, M. 2013. Die Libellenfauna des Landes Brandenburg. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 22 (3/4). 168 pp.
- Mielewczyk, S. 1969. Larwy ważek (Odonata) niektórych torfowisk sfagnowych Polski. Polskie pismo entomologiczne 39, 1: 17-81.
- Mielewczyk, S. 1971. Ważki (Odonata) Mierzei Helskiej. Pol. Pismo ent. 41, 2: 361-369.
- Musiak, J. 1972. Ważki (Odonata) południowej Wielkopolski. Badania Fizjograficzne nad Polską Zachodnią 25, seria B: 69-81.
- Ott, J. 2015. *Leucorrhinia dubia* (Vander Linden, 1825). Libellula Supplement 14: 262-265.
- Piksa, K., Wachowicz, B. & M. Kwarciańska. 2006. Dragonflies (Odonata) of some small anthropogenic water bodies in Cracow City. Fragmenta Faunistica 49,2: 81-89.

- Plunus, J., Parkinson, D., Frankard, P. & M. Dufrêne. 2014. Le dernier maillon de la chaîne des tourbières des hauts-plateaux ardennais: Le projet LIFE+ « Restauration des habitats naturels de l'Ardenne Liégeoise ». Forêt Wallone 128: 38-49.
- Pudwill, R. 2000. Die Neubesiedlung und Populationsdynamik der Libellenfauna eines neu angelegten Moorweihers (Odonata). Braunschweiger Naturkundliche Schriften 6(1): 57-67.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 16 grudnia 2016 r. w sprawie ochrony gatunkowej zwierząt (Dz. U. 2016, poz. 2183).
- Rychta, A. 2015. Die Niederschlesische Heide (Bory Dolnośląskie): ein Refugium für seltene Moorlibellen im südwesten Polens? Internationaler Dragonfly Fund-Report 83: 1-18.
- Rychta, A. 2016. Neue Libellenfunde aus der Niederschlesischen Heide (Bory Dolnośląskie) in Polen. Internationaler Dragonfly Fund-Report 100: 1-11.
- Rychta, A. 2017. Die Libellenfauna des Tongrubengebiets bei Gozdnica (SW Polen) mit besonderer Berücksichtigung von *Leucorrhinia caudalis* (Charpentier, 1840). International Dragonfly Fund-Report 109: 1-16.
- Schmidt, E. 2015. *Aeshna juncea* (Linnaeus, 1758). Torf-Mosaikjungfer. Libellula Supplement 14: 150-153.
- Sternberg, K. 1997. Warum eignen sich Sekundärgewässer nur bedingt als Refugium für Libellen (Odonata)? Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg 71/72: 233-243.
- Sternberg, K. 2000. *Aeshna juncea* (Linnaeus, 1758). [in:] Sternberg K., R. Buchwald (Hrsg.): Die Libellen Baden-Württembergs. Band II: Großlibellen (Anisoptera). Ulmer Verlag, Stuttgart (Hohenheim): 68-81.
- Voigt, H. 2005a. *Leucorrhinia albifrons* (Burmeister, 1839). In: Brockhaus, T., U. Fischer (Hrsg.): Die Libellenfauna Sachsens. Natur & Text, Rangsdorf: 284-287.
- Voigt, H. 2005b. *Leucorrhinia dubia* (Vander Linden, 1825). In: Brockhaus, T., U. Fischer (Hrsg.) Die Libellenfauna Sachsens. Natur & Text, Rangsdorf: 290-293.
- Wildermuth, H. 1986. Die Auswirkungen naturschutzorientierter Pflegemassnahmen auf die gefährdeten Libellen eines anthropogenen Moorkomplexes. Natur und Landschaft 61: 51-55.
- Wildermuth, H. 1992. Habitate und Habitatwahl der Großen Moosjungfer (*Leucorrhinia pectoralis*) Charp. 1825 (Odonata: Libellulidae). Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 1: 3-21.
- Wildermuth, H. 1994. Populationsdynamik der Großen Moosjungfer, *Leucorrhinia pectoralis* Charpentier, 1825 (Odonata, Libellulidae). Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 3: 25-39.
- Wildermuth, H. 2001. Das Rotationsmodell zur Pflege kleiner Moorgewässer. - Simulation naturgemäßer Dynamik. Naturschutz und Landschaftsplanung 33(9): 269-273.
- Wildermuth, H. 2012. Libellen, die kommen und gehen. Mercuriale 12: 1-10.
- Wildermuth, H. 2016. Auswirkungen der Hochmoorregeneration auf die Libellenfauna (Odonata) des Torfrieds Pfäffikon (ZH). Entomo Helvetica 9: 41-51.

- Wildermuth, H. 2017. Die Libellenfauna (Odonata) zweier neu angelegter Wiesenweiher – Sukzession, Prädation, Manipulation. *Libellula* 36: 109-134.
- Wildermuth, H. & A. Krebs. 1983. Sekundäre Kleingewässer als Libellenbiotope. *Vierteljahrsschrift der Naturforschenden Gesellschaft Zürich* 128: 21-42.
- Wischhof, S. 1997. Zur Habitatwahl und Populationsdynamik von *Leucorrhinia albifrons* Burmeister, 1839 (Odonata). Diplomarbeit, Zoologisches Institut und Museum, Universität Hamburg, 131 pp.

INSTRUCTION TO AUTHORS

International Dragonfly Report is a journal of the International Dragonfly Fund (IDF). It is referred to as the journal in the remainder of these instructions. Transfer of copyright to IDF is considered to have taken place implicitly once a paper has been published in the journal.

The journal publishes original papers only. By original is meant papers that: a) have not been published elsewhere before, and b) the scientific results of the paper have not been published in their entirety under a different title and/or with different wording elsewhere. The republishing of any part of a paper published in the journal must be negotiated with the Editorial Board and can only proceed after mutual agreement.

Papers reporting studies financially supported by the IDF will be reviewed with priority, however, authors working with Odonata from the focal area (as defined on the back page of the front cover) are encouraged to submit their manuscripts even if they have not received any funds from IDF.

Manuscripts submitted to the journal should preferably be in English; alternatively German or French will also be accepted. Every manuscript should be checked by a native speaker of the language in which it is written; if it is not possible for the authors to arrange this, they must inform the Editorial Board on submission of the paper. Authors are encouraged, if possible, to include a version of the abstract in the primary language of the country in which their study was made.

Authors can choose the best way for them to submit their manuscripts between these options: a) via e-mail to the publisher, or b) on a CD, DVD or any other IBM-compatible device. Manuscripts should be prepared in Microsoft Word for Windows.

While preparing the manuscript authors should consider that, although the journal gives some freedom in the style and arrangements of the sections, the editors would like to see the following clearly defined sections: Title (with authors names, physical and e-mail addresses), Abstract, Introduction, Material & Methods, Results, Discussion, Acknowledgments and References. This is a widely used scheme by scientists that everyone should be familiar with. No further instructions are given here, but every author should check the style of the journal.

Authors are advised to avoid any formatting of the text. The manuscripts will be stylised according to the font type and size adopted by the journal. However, check for: a) all species names must be given in italic, b) the authority and year of publication are required on the first appearance of a species name in the text, but not thereafter, and c) citations and reference list must be arranged following the format below.

Reference cited in the text should read as follows: Tillyard (1924), (Tillyard 1924), Swezey & Williams (1942).

The reference list should be prepared according to the following standard:

Swezey, O. & F. Williams, 1942. Dragonflies of Guam. Bernice P. Bishop Museum Bulletin 172: 3-6.

Tillyard, R., 1924. The dragonflies (Order Odonata) of Fiji, with special reference to a collection made by Mr. H.W. Simmonds, F.E.S., on the Island of Viti Levu. Transactions of the Entomological Society London 1923 III-IV: 305-346.

Citations of internet sources should include the date of access.

The manuscript should end with a list of captions to the figures and tables. The latter should be submitted separately from the text preferably as graphics made using one of the Microsoft Office products or as a high resolution picture saved as a .jpg .tif or .ps file. Pictures should be at least 11 cm wide and with a minimum 300 dpi resolution, better 360 dpi. Line drawings and graphics could have 1200 dpi for better details. If you compose many pictures to one figure, please submit the original files as well. Please leave some space in the upper left corner of each picture, to insert a letter (a, b, c...) later. Hand-made drawings should be scanned and submitted electronically. Printed figures sent by the post could be damaged, in which case authors will be asked to resubmit them.

Manuscripts not arranged according to these instructions may also be accepted, but in that case their publication will be delayed until the journal's standards are achieved.

