

Wiss. Mitt. Niederösterr. Landesmuseum	22	171-202	St. Pölten 2011
--	----	---------	-----------------

Diversität und Struktur von Libellengemeinschaften an Augewässern in den March-Auen

Martina Staufer, Christian H. Schulze

Zusammenfassung

Durch weit reichende flussbauliche Maßnahmen in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts wurde die Überschwemmungsdynamik der March dramatisch verändert. Die Neubildung von Altarmen wurde verhindert und bestehende Altarme verlanden zunehmend. Trotzdem weisen die March-Auen noch eine Vielfalt an Augewässern auf, die bedeutende Lebensräume einer reichen Libellenfauna darstellen. Der österreichische Teil der March-Auen beherbergt heute 48 Libellenarten, im gesamten trilateralen Bereich (d. h. inklusive der tschechischen und slowakischen Teile) der March-Thaya-Auen wurden rezent 54 Arten nachgewiesen. In den Jahren 2008 und 2009 wurde die Libellenfauna der Augewässer im österreichischen Teil der March-Auen zwischen Hohenau und Marchegg systematisch untersucht. Insgesamt wurden dabei entlang von 24 Transekten mit einer Länge von jeweils 50 m 7.056 Individuen aus 34 Arten erfasst. Davon wurden 29 Arten mit 6.748 Individuen in mindestens einem Transekt als autochthon bewertet. In den einzelnen Transekten waren zwischen drei und 18 Arten bodenständig, der jeweilige Artenreichtum war dabei stark vom Gewässertyp abhängig. Die geringsten Artenzahlen wurden an komplett in Wald eingebetteten Standorten festgestellt und am artenreichsten waren stark besonnte Abschnitte größerer stehender, permanent wasserführender Gewässer. Gewässer mit einer größeren Artenvielfalt wiesen gleichzeitig einen tendenziell höheren Anteil an gefährdeten Arten auf. Die Artenzusammensetzung der Libellenzönosen der einzelnen Gewässer zeigte eine ineinander verschachtelte Struktur, auch wenn eine deutliche Abweichung von der maximal erreichbaren *nestedness* der Artengemeinschaften erkennbar war. Die Artenzusammensetzung wurde dabei am stärksten vom Gewässertyp und der Wasserführung bzw. dem Austrocknungsregime der Standorte beeinflusst. Das Spektrum aller Libellenarten und der gefährdeten Arten der Roten Listen Österreich und Niederösterreich an den Augewässern ist deutlich geprägt von Arten stehender und temporärer Gewässer. Dies deutet darauf hin, dass die gesamte Artenvielfalt stark durch eine reduzierte hydrologische Dynamik des Auensystems beeinflusst wird.

Abstract

Diversity and structure of dragonfly communities at backwaters in the Morava floodplains

Hydrological dynamics at the Morava underwent dramatic changes in the first half of the 20th century due to river regulations that prevented the formation of new backwaters and simultaneously supported silting up processes. Nevertheless, the Morava floodplains are still characterised by a wide range of water bodies providing important habitats for a rich dragonfly fauna. The Austrian part of the Morava floodplains is home to 48 species of dragonflies and damselflies. Within the whole trilateral area (including the Czech and Slovakian parts) of the Morava floodplains, a total of 54 species have been recorded. The Odonata fauna at backwaters from Hohenau to Marchegg was surveyed in 2008 and 2009. A total of 7,056 adult dragonflies belonging to 34 species were observed along 24 transects, each with a length of 50 meters. Twenty-nine species with 6,748 individuals were classified as autochthonous at any of the survey sites. Species richness of individual sites varied between three and 18 species and differed between water body types. Lowest species numbers were recorded for water bodies completely embedded in forest whilst sunny parts of larger, permanent water bodies showed the highest species richness. Our data indicate a tendency towards an increasing percentage of endangered species with increasing species richness at backwaters. Species assemblages proved to be significantly nested, although a clear deviation from maximum nestedness was evident. From all tested parameters, the water body type and the degree of desiccation had the strongest effect on species composition. A considerable proportion of all Odonata species and endangered species was represented by dragonflies and damselflies that favour standing waterbodies or ephemeral conditions, indicating that the entire species assemblage is strongly affected by the reduced hydrodynamic conditions within the floodplain system.

Keywords: Conservation, dragonflies, habitat preferences, Odonata, silting up processes, species richness, species composition, Morava-Dyje-floodplains

Súhrn: Rôznorodosť a štruktúra spoločenstiev vážok na vodných plochách nív rieky Moravy

V dôsledku rozsiahlych úprav v prvej polovici 20. storočia sa dynamika záplav na Morave dramaticky zmenila. Zabránilo sa vytváraniu nových ramien a staré ramená boli postupne zanesené naplaveninami. Napriek tomu existujú v nive Moravy rozmanité vodné plochy predstavujúce významné životné prostredie pre vážky. V

rakúskej časti nivy Moravy sa dnes vyskytuje 48 druhov vážok, a v celej trilaterálnej oblasti (tzn. vrátane českej a slovenskej časti) nív Moravy a Dyje sa v súčasnosti preukázal výskyt 54 druhov. V rokoch 2008 a 2009 sa uskutočňovalo systematické pozorovanie vážok na vodných plochách v rakúskych nivách Moravy medzi obcami Hohenau a Marchegg. Celkovo sa pritom na 24 transektoch dlhých 50 m podarilo zaregistrovať 7 056 jedincov 34 druhov. Z nich bolo 29 druhov v počte 6 748 jedincov minimálne v jednom transekte vyhodnotených ako autochtónne. V jednotlivých transektoch boli usadené 3 až 18 druhov, pričom bohatstvo druhov v jednotlivých prípadoch bolo silne závislé od typu vodnej plochy. Najmenej druhov sa vyskytovalo na miestach, ktoré sa kompletne nachádzali v lese. Na druhy najbohatšie spoločenstvá boli na častiach väčších permanentných vodných plôch so stojatou vodou, na ktoré silne svietilo slnko. Vodné plochy s väčším počtom druhov zároveň vykazovali aj vyšší podiel ohrozených druhov. Druhovú zloženie spoločenstiev vážok na jednotlivých vodných plochách vykazovalo do seba zapadajúcu štruktúru, aj keď sa dala jasne rozoznať značná odchýlka od maximálne dosiahnuteľného uhniesdenia druhového spoločenstva. Druhovú zloženie bolo pritom najsilnejšie ovplyvnené typom vodného biotopu a režimu jeho zavodnenia príp. vysychania. Spektrum druhov vážok a ohrozených druhov z Červenej listiny Rakúska resp. Dolného Rakúska na vodných plochách nív je významne ovplyvňované typom stojatých a periodických vôd. To poukazuje na to, že celková rozmanitosť druhov bude silno ovplyvnená zníženou hydrologickou dynamikou lužného systému.

Shrnutí: Diverzita a štruktúra spoločenstiev vážok v lužinách Moravy

Následkom rozsáhlých regulačných zásahů v první polovině 20. století došlo k dramatickým změnám v dynamice záplav na řece Moravě. Bylo zabráněno vzniku nových řečišť, zatímco stávající řečiště jsou postupně zanášena. Přesto se lužiny podél řeky Moravy mohou chlubit mnohočetností lužních vodstev, která představují prostředí životně důležitá pro bohatá spoločenstva vážek. Rakouská strana moravských lužin je domovem pro 48 druhů vážek a v celé trilaterální oblasti moravských lužin (tzn. v české + slovenské + rakouské) byl nedávno doložen výskyt 54 druhů. V letech 2008 a 2009 byly populace vážek v lužích na rakouské straně mezi Hohenau a Marcheggem systematicky studovány. Dohromady bylo přitom zaznamenáno 7056 jedinců z 34 druhů podél 24 transektů (uražená trasa) o délce 50 m. Z toho bylo 29 druhů čítajících celkem 6748 jedinců v přinejmenším jednom transektu označeno jako autochtonní. V jednotlivých sledovaných transektech se vyskytovaly 3 až 18 domorodé druhy, příslušné bohatství druhů se přitom jednoznačně odvozuje z typu vodstva. Nejnížší počet druhů byl zjištěn na těch lokalitách, které jsou kompletně zanořeny do lesa, zatímco nejvyšší počet druhů byl zaznamenán na silně osluněných lokalitách

velkoplošných stojatých vod s permanentním přísunem vody. Vody s vyšším počtem druhů vykazují tendenci také vyšší podíl druhů, které jsou ohrožené. Pro skladbu druhů cenóz vážek v jednotlivých vodních habitátech je typická prokládaná struktura, i když zde byla zjištěna markantní odchylka od maximálního dosaženého stupně hnízdovitosti (nestedness) ve společenstvech druhů. Skladba druhů byla přitom nejsilněji ovlivněna typem vodního habitátu a tokem vody resp. režimem periodického vysychání těchto stanovišť. Celé spektrum všech druhů vážek a ohrožených druhů v lužinných oblastech podchycených v Rudé listině Rakouska a Dolního Rakouska je výrazně definováno typem vod stojatých nebo temporárních. To nám napovídá, že celková rozmanitost druhů velmi silně podléhá redukované hydrologické dynamice lužních systémů.

Einleitung

Die March-Auen sind aufgrund der besonderen hydrologischen und klimatischen Rahmenbedingungen von internationaler Bedeutung. Weit reichende flussbauliche Maßnahmen in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts haben den Lebensraum jedoch dramatisch verändert. Der landschaftsgestaltende Charakter der March ging weitgehend verloren und besteht nur noch dort, wo Hochwässer größere Teile der Umgebung erreichen können. Seit der Regulierung und Verbauung der March wird die Neubildung von Altarmen verhindert, bestehende Altarme verlanden zunehmend und sind auf längere Sicht vom vollständigen Verschwinden bedroht (ZULKA 1999). Trotzdem weisen die March-Auen in ihrer heutigen Ausdehnung noch eine besondere Vielfalt an Augewässern auf, die eine einzigartige Artenvielfalt und auch eine reiche Libellenfauna beherbergen. Die Lage in der pannonischen Klimazone begünstigt zusätzlich das Vorkommen von Arten mit mediterraner Verbreitung.

Die meisten Libellen verbringen den größten Teil ihres Lebens als Larve im Wasser, die Abundanz lokaler Populationen wird jedoch durch demografische Prozesse gesteuert, die alle drei Stadien (Ei, Larve und Imago) eines Libellenlebens betreffen (CORBET 1999). Dabei beeinflussen lokale abiotische Faktoren wie Temperatur und Wasserchemismus und biotische Faktoren wie die Verfügbarkeit verschiedener Nahrungsressourcen, Fressfeinde und Parasiten Überleben, Wachstum und Fertilität der Individuen an bestimmten Standorten (McPECK 2008). Die entscheidende Wahl des richtigen Habitates obliegt dabei den Imagines, insbesondere den Weibchen. Aufgrund der engen Beziehung zwischen dem Vorkommen von Arten(-Gesellschaften) und bestimmten Habitatparametern eignen sich Libellen gut als Bioindikatoren zur Bewertung des ökologischen Zustandes von Gewässern (vgl. dazu u. a. SCHMIDT 1989, CHOVANEC 1999, CHOVANEC & WARINGER 2001, 2006, OERTLI 2008).

Im Rahmen dieser Studie wurden die Diversität und die Struktur von Libellengemeinschaften an Augewässern in den March-Auen untersucht. Im Speziellen wurde dabei versucht, die Bedeutung einzelner Gewässertypen und Gewässervariablen für den Artenreichtum und die Artenzusammensetzung, sowie das Auftreten gefährdeter Arten zu quantifizieren.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Anhand geomorphologischer Charakteristika und aufgrund der Verbreitung von Tier- und Pflanzenarten lassen sich die österreichischen March-Auen grob in vier Abschnitte gliedern: Obere March-Auen (Hohenau bis Jedenspeigen), Mittlere March-Auen (Jedenspeigen bis Zwerndorf), Untere March-Auen (Zwerndorf bis Marchegg) und unterhalb von Marchegg beginnend der Mündungslauf in die Donau (ZUNA-KRATKY 1999). Im Einzugsbereich der March bei Hohenau sind außerdem die künstlich angelegten Absetzbecken der ehemaligen Zuckerfabrik als Libellenlebensraum von Bedeutung. Zubringer, wie die schwach strömenden Tieflandbäche Zaya, Weidenbach und Sulzbach sind zum Teil stark anthropogen beeinflusst, weisen in einigen naturnahen Bereichen aber trotzdem eine artenreiche Libellenfauna auf. Der Stempfelbach ist im unteren Abschnitt hingegen als naturbelassener, mäandrierender Aubach erhalten.

Libellenfauna der March-Auen

Bisher wurden in den österreichischen Teilabschnitten Obere, Mittlere und Untere March-Auen (inkl. Absetzbecken bei Hohenau) 48 Libellenarten sicher nachgewiesen (RAAB 1999, BARKER 2003, SCHULTZ 2005, RAAB et al. 2006, KAPPES & KAPPES 2008, STAUFER 2010a, b, M. Staufer, eigene Beobachtungen). Das Arteninventar ähnelt sich in den verschiedenen Teilgebieten stark und nur wenige Arten sind auf einen der Abschnitte beschränkt (Tab. 1).

Im tschechischen Teil des trilateralen Ramsar-Schutzgebietes March-Thaya-Auen wurden bisher 51 Arten nachgewiesen, darunter die nur dort festgestellten Arten Kleine Zangenlibelle *Onychogomphus forcipatus*, Schwarze Heidelibelle *Sympetrum danae*, Sumpf-Heidelibelle *Sympetrum depressiusculum* und Schabracken-Königslibelle *Anax ephippiger* (DOLNÝ et al. 2007, HOLUŠA, pers. Mitteilung). Die Libellenfauna des slowakischen Teils der March-Auen umfasst insgesamt 49 Arten, darunter die Vogel-Azurjungfer *Coenagrion ornatum* und die Gefleckte Smaragdlibelle *Somatochlora flavomaculata* (HOLUŠA, pers. Mitteilung). Die gesamten March-Thaya-Auen beherbergen damit 53 Libellenarten, ohne Berücksichtigung der Wanderlibelle *A. ephippiger*, die in unseren Breiten nur in günstigen Jahren als Vermehrungsgast auftritt.

Tab. 1: Libellenarten der Abschnitte Obere, Mittlere und Untere March-Auen (M-A) sowie künstlicher Gewässer der ehemaligen Zuckerfabrik bei Hohenau-Ringelsdorf mit Angabe des Gefährdungsstatus laut Roter Liste Österreich (RAAB 2006). * Gefährdungskategorien: CR = critically endangered – vom Aussterben bedroht, EN = endangered – stark gefährdet, VU = vulnerable – gefährdet, NT = near threatened – Gefährdung droht, LC = least concern – nicht gefährdet

Art	Obere M-A	künstl. Gew.	Mittlere M-A	Untere M-A	Rote Liste*
Calopterygidae (Prachtlibellen)					
<i>Calopteryx splendens</i> (HARRIS, 1782)	x	x	x	x	NT
<i>Calopteryx virgo</i> (LINNAEUS, 1758)	x		x		NT
Lestidae (Teichjungfern)					
<i>Sympecma fusca</i> (VANDER LINDEN, 1820)	x		x	x	VU
<i>Lestes barbarus</i> (FABRICIUS, 1798)	x	x	x	x	EN
<i>Lestes dryas</i> KIRBY, 1890		x	x		CR
<i>Lestes macrostigma</i> (EVERSMANN, 1836)				x	CR
<i>Lestes sponsa</i> (HANSEMANN, 1823)	x	x	x	x	LC
<i>Lestes virens</i> (CHARPENTIER, 1825)	x		x		CR
<i>Lestes viridis</i> (VANDER LINDEN, 1825)	x	x	x	x	LC
Platycnemididae (Federlibellen)					
<i>Platycnemis pennipes</i> (PALLAS, 1771)	x	x	x	x	LC
Coenagrionidae (Schlanklibellen)					
<i>Phrynosoma nymphula</i> (SULZER, 1776)	x				LC
<i>Coenagrion puella</i> (LINNAEUS, 1758)	x	x	x	x	LC
<i>Coenagrion pulchellum</i> (VANDER LINDEN, 1825)	x			x	VU
<i>Coenagrion scitulum</i> (RAMBUR, 1842)	x	x			CR
<i>Erythromma najas</i> (HANSEMANN, 1823)	x	x	x	x	NT
<i>Erythromma viridulum</i> (CHARPENTIER, 1840)	x	x	x	x	LC
<i>Ischnura elegans</i> (VANDER LINDEN, 1820)	x	x	x	x	LC
<i>Ischnura pumilio</i> (CHARPENTIER, 1825)	x	x	x	x	NT
<i>Enallagma cyathigerum</i> (CHARPENTIER, 1840)		x	x	x	LC
Aeshnidae (Edellibellen)					
<i>Brachytron pratense</i> (MÜLLER, 1764)	x	x		x	VU
<i>Aeshna affinis</i> VANDER LINDEN, 1820	x	x	x	x	VU
<i>Aeshna cyanea</i> (MÜLLER, 1764)	x	x	x	x	LC
<i>Aeshna grandis</i> (LINNAEUS, 1758)	x			x	LC
<i>Aeshna isosceles</i> (MÜLLER, 1767)	x	x	x	x	VU
<i>Aeshna mixta</i> LATREILLE, 1805	x	x	x	x	LC
<i>Anax imperator</i> LEACH, 1815	x	x	x	x	LC
<i>Anax parthenope</i> (SÉLYS, 1839)	x	x		x	LC
Gomphidae (Flussjungfern)					
<i>Gomphus flavipes</i> (CHARPENTIER, 1825)	x		x	x	CR
<i>Gomphus vulgatissimus</i> (LINNAEUS, 1758)	x	x	x	x	VU
<i>Ophiogomphus cecilia</i> (FOURCROY, 1785)	x		x	x	VU
Corduliidae (Falkenlibellen)					
<i>Cordulia aenea</i> (LINNAEUS, 1758)	x		x	x	LC
<i>Somatochlora metallica</i> (VANDER LINDEN, 1825)	x	x		x	LC
<i>Epitheca bimaculata</i> (CHARPENTIER, 1825)				x	EN

Diversität und Struktur von Libellengemeinschaften an Augewässern 177

Tab. 1: Fortsetzung

Art	Obere M-A	künstl. Gew.	Mittlere M-A	Untere M-A	Rote Liste*
Libellulidae (Segellibellen)					
<i>Libellula depressa</i> LINNAEUS, 1758	x	x	x	x	LC
<i>Libellula fulva</i> MÜLLER, 1764	x			x	EN
<i>Libellula quadrimaculata</i> LINNAEUS, 1758	x	x		x	LC
<i>Orthetrum albistylum</i> (SÉLYS, 1848)	x	x	x	x	LC
<i>Orthetrum brunneum</i> (FONSCOLOMBE, 1837)	x	x		x	NT
<i>Orthetrum cancellatum</i> (LINNAEUS, 1758)	x	x	x	x	LC
<i>Crocothemis erythraea</i> (BRULLÉ, 1832)	x	x	x	x	LC
<i>Sympetrum flaveolum</i> (LINNAEUS, 1758)	x	x		x	CR
<i>Sympetrum foncolombii</i> (SÉLYS, 1840)	x	x	x		NT
<i>Sympetrum meridionale</i> (SÉLYS, 1841)	x		x	x	CR
<i>Sympetrum pedemontanum</i> (ALLIONI, 1766)	x	x			VU
<i>Sympetrum sanguineum</i> (MÜLLER, 1764)	x	x	x	x	LC
<i>Sympetrum striolatum</i> (CHARPENTIER, 1840)	x	x	x	x	LC
<i>Sympetrum vulgatum</i> (LINNAEUS, 1758)	x	x	x	x	LC
<i>Leucorrhinia pectoralis</i> (CHARPENTIER, 1825)			x	x	CR
Summe Arten	43	34	34	41	

Gewässertypen in den March-Auen

Ein primäres Kriterium bei der Wahl der Fortpflanzungs- und Eiablagehabitate ist für Libellen die Unterscheidung zwischen fließenden und stehenden Gewässern (McPHEE 2008). Bei stehenden Gewässern ist die Wasserführungsdauer (ständig wasserführend bis saisonal austrocknend) von Bedeutung (u. a. SCHINDLER et al. 2003). Verschiedene Augewässer können grundsätzlich nach morphologischen, hydrologischen und biozönotischen Faktoren in Mäander, Ausstände, Altarme, Auweiher und Autümpel eingeteilt werden (vgl. WEIGAND & WINTERSBERGER 1999, CHOVANEC & WARINGER 2006, WARINGER et al. 2006). Aufgrund des ungewöhnlich niedrigen Wasserstandes im Untersuchungsgebiet im Hauptuntersuchungszeitraum 2008 wurden die Augewässer in erster Linie nach deren Ausprägung und den damit vornehmlich auftretenden Libellenzönosen in diesem Jahr bewertet. Die Zuordnung der Gewässertypen weicht damit bei einigen Gewässern vom unten angeführten Schema ab.

Augewässer mit direkter Stromverbindung und andere dynamische Augewässersysteme (**Mäander**) sind gekennzeichnet durch Uferbereiche mit hoher hydrologischer Dynamik. Leitart für diesen Gewässertyp ist die Gebänderte Prachtlibelle *Calopteryx splendens* (*Gomphus-Calopteryx splendens*-Zönose), als potentielle Begleitarten kommen in den March-Auen die Asiatische Keiljungfer (*Gomphus flavipes*, Abb. 1), die Gemeine Keiljungfer (*G. vulgatissimus*) und die Grüne Flussjungfer (*Ophiogomphus cecilia*) vor. Aufgrund der reduzierten Gewässervernetzung sind Mäander in den österreichischen March-Auen nicht mehr vorhanden. Die typischen

Fließgewässerarten finden nur noch an der March und den direkt benachbarten Bereichen geeignete Fortpflanzungs- und Larvalhabitate.

Große, offene und flussnahe Altarme (**Ausstände**) sind durch einen tiefen Wasserkörper, große Wasserflächen und eine offene Verbindung am flussabwärts gelegenen Ende gekennzeichnet. Sie werden bei steigendem Wasserpegel der March als Erstes geflutet. Verlandungszonen treten nur am flussaufwärts gelegenen Ende auf, über weite Bereiche ist der permanente Wasserkörper von Steilufern umrahmt, Schwimmblattvegetation fehlt oft vollständig (z.B. Boretsch und Pressenmarch, Drösing). Am häufigsten findet man hier Arten mit breiter ökologischer Amplitude wie Hufeisen-Azurjungfer *Coenagrion puella*, Große Pechlibelle *Ischnura elegans* und Blaue Federlibelle *Platycnemis pennipes*. Weiters treten in Flussnähe vermehrt auch rheophile Arten auf, in Verlandungsbereichen kommen zudem Vertreter der *Orthetrum-Libellula depressa*-Zönose (s. u.) hinzu.

Weiter vom Hauptgerinne entfernte **Altarme** werden nur bei den regelmäßig im Frühjahr auftretenden Hochwässern überschwemmt. Abschnitte abgetrennter Altarme weisen daher eine starke Verlandungstendenz auf (z.B. Pommersee, Hohenau und Alte March, Baumgarten). Es sind dies häufig weiherähnliche Gewässer mit größeren Freiwasserbereichen und ausgeprägter Schwimmpflanzenvegetation. Leitart hierfür ist die Große Königslibelle *Anax imperator* (*Erythromma-Anax imperator*-Zönose), Begleitarten sind in den March-Auen Großes Granatauge *Erythromma najas*, Kleines Granatauge *E. viridulum* (Abb. 3) und Vierfleck *Libellula quadrimaculata*. Mit zunehmender Verlandung entstehen offene schlammige oder schotterige, vegetationsarme Uferbereiche, die gerne von Blaupfeilen genutzt werden. Leitart für diesen Habitattyp ist daher der Große Blaupfeil *Orthetrum cancellatum* (*Orthetrum-Libellula depressa*-Zönose), Begleitarten sind in den March-Auen häufig Östlicher Blaupfeil *Orthetrum albistylum*, Plattbauch *Libellula depressa* und Große Pechlibelle *Ischnura elegans*.

Auweiher sind permanent wasserführende Kleingewässer – Reste ehemaliger Altarme, die durch den Hochwasserdamm bereits lange Zeit von der Überschwemmungsdynamik des Hauptgerinnes abgekoppelt sind und nur noch durch Grundwasser gespeist werden. Charakteristisch sind Uferbereiche mit dichten Röhrichtbeständen (z.B. Geißsee, Drösing und Hufeisenteich, Grub). Leitart der Auweiher ist die Keilfleck-Mosaikjungfer *Aeshna isosceles*, Begleitarten sind in den March-Auen Vertreter der *Erythromma-Anax imperator*-Zönose und der *Lestes-Sympetrum*-Zönose.

Im Gegensatz dazu sind **Autümpel** nicht permanent mit Wasser gefüllt. Sie trocknen während der Sommermonate vollständig aus, können durch Niederschläge aber kurzfristig wieder etwas Wasser führen. Leitart solcher temporären Gewässer (z.B. Schiffahrt, Drösing und Kienwolf, Hohenau) ist in den March-Auen die Kleine

Binsenjungfer *Lestes virens* (*Lestes-Sympetrum-Zönose*), Begleitarten sind Südliche Mosaikjungfer *Aeshna affinis* (Abb. 2), Blutrote Heidelibelle *Sympetrum sanguineum*, Gefleckte Heidelibelle *S. flaveolum* und Südliche Heidelibelle *S. meridionale*.



Abb. 1: Die Asiatische Keiljungfer *Gomphus flavipes* hat ihren österreichischen Verbreitungsschwerpunkt an der March, wo sie entlang der gesamten Fließstrecke bodenständig ist. Marchufer bei Ringelsdorf, 8. Juli 2010, W. Schweighofer



Abb. 2: Die Südliche Mosaikjungfer *Aeshna affinis* bevorzugt sommertrockene Gewässerbereiche; in den March-Auen ist sie weit verbreitet und eine der häufigsten Großlibellen. Hohenau, 21. Juli 2010, T. Hochebner



Abb. 3: Das Kleine Granatauge *Erythromma viridulum* ist an allen größeren stehenden Gewässern der March-Auen häufig anzutreffen. Marchegg, 5. September 2008, MS

Untersuchungsflächen

Im Rahmen dieser Untersuchung wurde die Libellenfauna an 24 Augewässern im österreichischen Teil der March-Auen zwischen Hohenau und Marchegg-Bahnhof untersucht. An jedem der Gewässer wurden dabei alle Libellen entlang eines 50-m-Transektes systematisch erfasst. Die genaue Lage der einzelnen Transekte in den Teilgebieten Obere, Mittlere und Untere March-Auen ist aus Abbildung 4 ersichtlich.

Die ausgewählten Transekte verteilen sich dabei wie folgt auf die zuvor beschriebenen Gewässertypen: vier Ausstände, sechs Altarme, fünf Weiher und fünf Tümpel. Vier Transekte an unterschiedlichen Gewässertypen waren in den geschlossenen Auwald eingebettet und wurden daher der Kategorie „**Wald**“ zugeordnet, da die gänzliche Beschattung hier als der wichtigste die Libellengemeinschaft strukturierende Faktor angenommen wird.

Erfassungsmethodik

Die Erhebung der Libellenfauna erfolgte im Zeitraum von 10. Juni–12. September 2008 und von 19. Mai–15. August 2009. Jeder Transekt wurde je einmal in jeder der folgenden Perioden begangen: (1.) 10.–22. Juni 2008, (2.) 6.–19. Juli 2008, (3.) 27. Juli–6. August 2008, (4.) 10.–25. August 2008, (5.) 3.–12. September 2008, (6.) 19. Mai–17. Juni 2009 und (7.) 11. Juni–15. August 2009. Eine Ausnahme stellt Transekt Nr. 12 dar; hier fand aufgrund der Unzugänglichkeit des Naturschutzgebietes „Untere March-Auen“ im Sommer 2009 keine 7. Begehung statt. Die allgemeine Methodik folgte den methodischen Standards für Libellenerhebungen (CHOVANEC 1999). Die Transektbegehungen fanden bei Schönwetter und keinem bis wenig Wind von 10:00 bis 17:00 Uhr MESZ statt und dauerten jeweils 30 bis 60 Minuten. Die Reihenfolge der bearbeiteten Transekte wurde bei jedem Durchgang variiert, um einen Einfluss der Tageszeit auf die Artenzusammensetzung und die jeweiligen Abundanzen auszuschließen. Das Hauptaugenmerk der Untersuchung lag dabei auf den Imagines; ihre maximale Individuenzahl pro Art wurde gezählt bzw. im Falle sehr häufiger Arten geschätzt. Die Identifizierung erfolgte hauptsächlich über Sichtnachweis, wenn nötig mithilfe eines Fernglases (10x42). Individuen ähnlicher Schwesterarten (z.B. *Lestes viridis* – *L. parvidens* und *Lestes sponsa* – *L. dryas*), die auf Distanz nicht exakt zu bestimmen waren, wurden fotografiert oder mit dem Kescher gefangen und in der Hand mithilfe einer Lupe bestimmt. Exuvien wurden nicht systematisch gesucht, Zufallsfunde wurden jedoch aufgesammelt und als Bodenständigkeitsnachweis berücksichtigt.

Autochthonie und Ökologie der Arten

Libellen sind sehr mobile Tiere und mittels Markierungsexperimenten wurde eine zum Teil hohe Dispersionsfähigkeit nachgewiesen (z.B. STETTNER 1996, CONRAD et al. 1999, WARD & MILL 2007, MICHIELS & DHONDT 2008). Gerade in einem Gebiet mit einer Vielzahl an nahe beieinander liegenden Gewässern ist es deshalb oft schwierig, jene Arten, die sich am Gewässer entwickeln (bodenständige bzw. autochthone Arten), von zufälligen Gastarten zu unterscheiden. Als sicher im Transekt bodenständig wurden Arten gewertet, wenn Exuvien und/oder frisch geschlüpfte Imagines gefunden wurden. Bei der Beobachtung von Fortpflanzungsverhalten (Kopula, Tandem, Eiablage) oder juvenilen Imagines

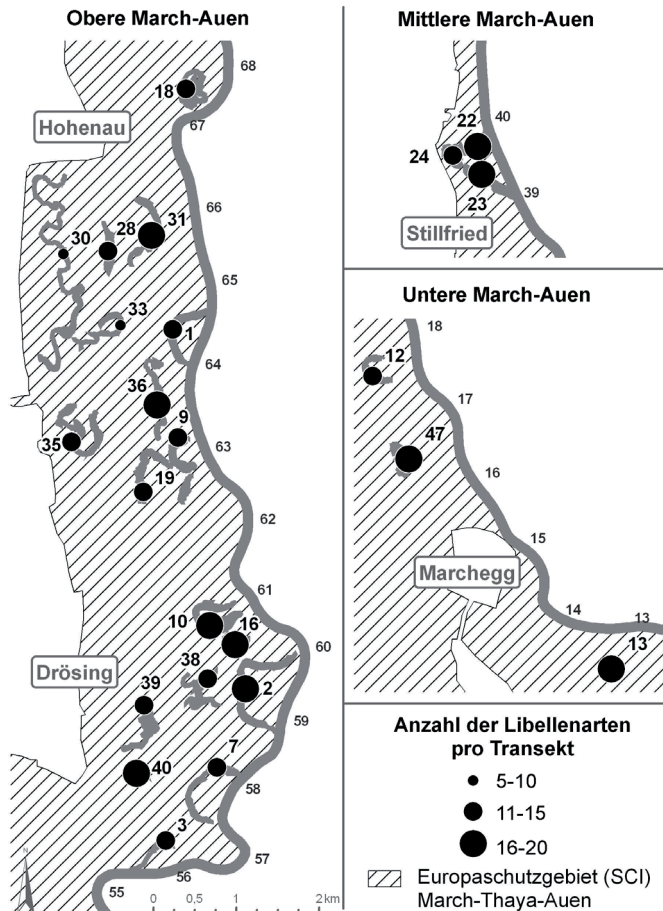


Abb. 4: Lage des Untersuchungsgebietes und der Transekte, an denen Libellenerhebungen durchgeführt wurden. Transekte sind durch Punkte dargestellt, die Größe indiziert die Anzahl der nachgewiesenen Libellenarten. Schwarze Zahlen geben die Transektnummern, graue Zahlen die Flusskilometer der March an (Karten erstellt von Eike Julius).

wurde die Art als wahrscheinlich bodenständig eingestuft. Zusätzlich wurden Arten als wahrscheinlich bodenständig bewertet, wenn Imagines über einen längeren Zeitraum (>1 Monat) im Transekt beobachtet wurden, mehrere Imagines anwesend waren oder die Bodenständigkeit der Art in anderen Bereichen desselben Gewässers nachgewiesen werden konnte (vgl. auch CHOVANEC 1999, CHOVANEC & WARINGER 2006). Informationen zu Habitatpräferenzen, Austrocknungstoleranz und Eiablageorten der Libellenarten wurden der Literatur entnommen (STERNBERG & BUCHWALD 1999, 2000). Die Austrocknungstoleranz bezieht sich hier auf Standorte, die im Hochsommer (im Untersuchungszeitraum frühestens am 6. Juli) austrocknen, nicht jedoch auf die winterliche Trockenresistenz.

Habitatparameter

Die Habitatselektion scheint bei Libellen über das Erkennen bestimmter Merkmale bzw. eines Merkmalskomplexes zu erfolgen und könnte in den vier Erkennungsstufen Biotop-, Habitat-, Subhabitat- und Substratwahl ablaufen. Dabei erhalten Libellen durch bestimmte Zeigerfaktoren wie z. B. Gewässermorphologie oder Vegetation Auskunft über die Habitatqualität (STERNBERG 1999). Zur Beschreibung der Untersuchungsflächen wurden die Habitatparameter Bewaldung (kein Wald, Wald an Transektseite, Wald an der dem Transekt gegenüberliegenden Uferseite, Wald an beiden Uferseiten), Wasserführung oder Austrocknungsregime (permanent mit Wasser geflutet, im Sommer partiell austrocknend, im Sommer vollständig austrocknend), Gewässerbreite (max. Breite der Wasserfläche) und Breite der Verlandungszone (max. Breite) notiert.

Rote-Liste-Status

Da die letzte Fassung der Roten Liste (RL) der Libellen Niederösterreichs aus dem Jahre 1995 stammt (RAAB & CHWALA 1997) wurde zusätzlich die aktuellere Kategorisierung des Gefährdungsgrades der Libellenarten für Österreich herangezogen (RAAB 2006). Die Südliche Heidelibelle *Sympetrum meridionale*, welche in der RL Niederösterreich noch als „ausgestorben oder verschollen“ (Kategorie 0) geführt wird, wird hier aufgrund aktueller Nachweise aus dem Untersuchungsgebiet auf 1 heruntergestuft (SCHULTZ 2005, RAAB et al. 2006). Arten der Kategorie 6 werden als „ohne RL-Status“ klassifiziert.

Datenanalyse

Um die Vollständigkeit der Libelleninventarisierung für die Gesamtheit der untersuchten Augewässer abschätzen zu können, wurde mit dem Programm Estimate S8.0 eine Artenakkumulationskurve (Mao-Tau-Funktion) berechnet sowie der zu erwartende Gesamtartenreichtum mittels des Extrapolationsverfahrens Chao2 geschätzt (COLWELL 2005).

Mithilfe eines allgemeinen linearen Modells wurde die Bedeutung der Gewässervariablen Bewaldung, Austrocknung, Habitatdiversität, Gewässerbreite und Breite der Verlandungszone für den Libellenartenreichtum mit dem Programm Statistica vers. 7.1. analysiert (STATSOFT, INC. 2005).

An den Gewässerabschnitten festgestellte Libellengemeinschaften wurden mit der Software BINMATNEST auf *nestedness* getestet (RODRÍGUEZ-GIRONÉ & SANTAMARÍA 2006). Dabei wurde die „Systemtemperatur“ der Inzidenzmatrix mit der Durchschnittstemperatur von 1.000 randomisierten Inzidenzmatrizen verglichen. Für die Analyse wurden die empfohlenen Standardeinstellungen verwendet (vgl. Anweisungen im Programm BINMATNEST; RODRÍGUEZ-GIRONÉ & SANTAMARÍA 2006).

Diversität und Struktur von Libellengemeinschaften an Gewässern 183

Ähnlichkeiten der an einzelnen Gewässern erfassten Artengemeinschaften wurden mithilfe des Bray-Curtis-Index quantifiziert. Abundanzen wurden dafür quadratwurzel-transformiert, um den Einfluss dominanter Arten auf den Indexwert zu verringern und dadurch selteneren Arten eine höhere Bedeutung beizumessen. Effekte von kategorialen Gewässervariablen auf die Artenzusammensetzung wurden mit einfaktoriellen ANOSIMs getestet. Auf Zusammenhänge zwischen Bray-Curtis-Ähnlichkeiten und Distanzmatrizen für parametrische Gewässervariablen wurde mit Spearman-Matrix-Rangkorrelationen getestet. Ähnlichkeitsbeziehungen von Libellengemeinschaften wurden mit einem nichtmetrischen multidimensionalen Skalierungsverfahren (basierend auf Bray-Curtis-Werten) in einer zweidimensionalen Ordination visualisiert. Die Ordination der Bray-Curtis-Werte wird dabei als ausreichend gute Darstellung der tatsächlichen Ähnlichkeitsbeziehungen betrachtet, wenn der berechnete *stress*-Wert (als Maß für die Anpassungsgüte) kleiner als 0,20 ist (CLARKE 1993). Bray-Curtis-Ähnlichkeiten, einfaktorielle ANOSIMs sowie Spearman-Matrix-Rangkorrelationen wurden mit dem Programm Primer vers. 5 berechnet (CLARKE & GORLEY 2001).

Um zu analysieren, in welchem Zusammenhang die Abundanzdaten häufigerer Libellenarten (mehr als fünf Individuen) mit Gewässervariablen stehen, wurde eine kanonische Korrespondenzanalyse (TER BRAAK 1986) gerechnet, welche als multivariate Form der linearen Regressionsanalyse betrachtet werden kann. Sie erlaubt es, eine beliebige Anzahl an Arten und Habitatvariablen in einer Grafik abzubilden. Die Habitatvariablen werden dabei als Vektoren unterschiedlicher Länge und Inklination dargestellt. Je kleiner der Winkel zwischen einem Vektor und einer der beiden Achsen der Grafik ist, desto enger ist der Zusammenhang. Je länger ein Vektor ist, desto größer ist sein relativer Beitrag zur Lage der Arten im Plot entlang der mit ihm assoziierten Achse. Die Arten werden als Punkte abgebildet, die den Habitatvariablen am nächsten liegen, von denen sie am stärksten beeinflusst werden (TER BRAAK 1986). Monte-Carlo-Randomisierung (199 Permutationen) wurde verwendet, um auf Signifikanz der Ergebnisse der Kanonischen Korrespondenzanalyse zu testen. Zu Beginn der Analyse wurden alle Habitatvariablen standardisiert, um Effekte zu eliminieren, die auf der Verwendung unterschiedlicher Maßeinheiten beruhen, und damit direkt vergleichbare Vektorlängen zu erreichen (TER BRAAK 1986). Die Kanonische Korrespondenzanalyse wurde mit der Software CANOCO 4.55 (TER BRAAK & SMILAUER 2002) gerechnet.

Alle weiteren parametrischen (lineare und logistische Regression, einfaktorielle ANOVA) und nichtparametrischen Analysen (Chi²-Test, Spearman-Rangkorrelationen, Kruskal-Wallis-ANOVA) wurden mit Statistica vers. 7.1. gerechnet (STATSOFT, INC. 2005).

Ergebnisse

Artenreichtum und Abundanzen

Während der Kartierungen in den Jahren 2008 und 2009 konnten insgesamt 40 Libellenarten festgestellt werden. Davon wurden 34 Arten mit insgesamt 7.056 Individuen entlang der 24 Transekte an Augewässern nachgewiesen. Ein Vergleich der Artenakkumulationskurve mit der Schätzung des Gesamtartenreichtums (Chao2-Extrapolationsverfahren, 100 Permutationen) zeigt auf, dass die am Ende der Chao2-Kurve erreichten relativ stabilen Schätzungen des Gesamtartenreichtums nur knapp über der tatsächlich nachgewiesenen Artenzahl liegen (Abb. 5). Insgesamt konnten 95,9% der knapp über 35 im Untersuchungsgebiet an Augewässern zu erwartenden Arten beobachtet werden.

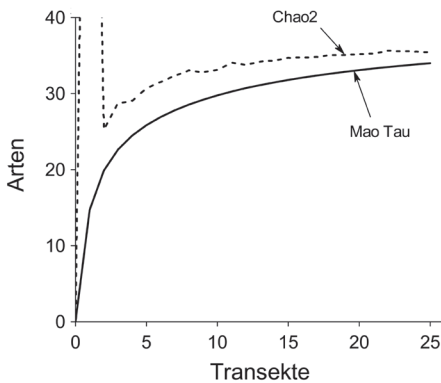


Abb. 5: Artenakkumulationskurve (Mao Tau-Funktion) für Libellengemeinschaften, welche an 24 Augewässer-Transekte erfasst wurden. Zusätzlich angegeben sind Chao2-Schätzungen des Gesamtartenreichtums in Abhängigkeit von der Beprobungsintensität.

Werden nur als bodenständig eingestufte Libellenvorkommen berücksichtigt, verringert sich die Artenzahl auf 29 (mit insgesamt 6.748 Individuen). Die Anzahl entlang einzelner Transekte insgesamt nachgewiesener Libellenarten schwankte zwischen fünf und 20 bzw. zwischen drei und 18 bei ausschließlicher Berücksichtigung von bodenständigen Arten. Im Durchschnitt ($\pm$ und Standardabweichung) wurden 14,54 ($\pm$ 3,55) Arten bzw. 10,75 ($\pm$ 3,82) bodenständige Arten pro Transekt festgestellt.

Ein hoher Anteil der in den March-Auen nachgewiesenen Libellenarten wird in der RL für Niederösterreich und/oder Österreich mit einem Gefährdungsstatus geführt (Abb. 6).

Der Anteil an Libellenarten, die entweder in der RL Niederösterreich und/oder RL Österreich als mindestens potenziell gefährdet (4 bzw. NT) geführt werden, nahm tendenziell mit steigender Artenzahl pro Gewässer zu (Spearman-Rangkorrelation: $r_s = 0,37$; $p = 0,079$; Abb. 7).

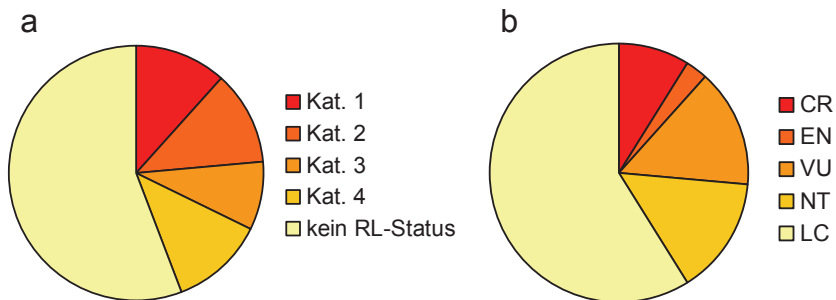
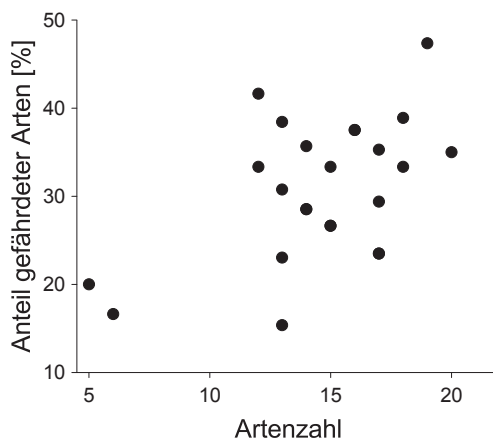


Abb. 6: Anteil der an 24 Augewässern nachgewiesenen Libellenarten mit unterschiedlichem Gefährdungsstatus nach den Roten Listen Niederösterreich (a) und Österreich (b)

Abb. 7: Zusammenhang zwischen dem Anteil an Libellenarten mit Gefährdungsstatus (mindestens potenziell gefährdet) und der an den jeweiligen Gewässern festgestellten Gesamtartenzahl



Die mittlere maximal pro Gewässer gezählte Individuenzahl einzelner Libellenarten nahm mit der Anzahl der jeweils insgesamt besiedelten Gewässerabschnitte zu. Dieser Zusammenhang konnte sowohl für Kleinlibellen (Zygoptera) als auch Großlibellen (Anisoptera) gefunden werden (Abb. 8). Libellenarten mit einem hohen Gefährdungsgrad in der RL Niederösterreich traten generell in einer geringeren Abundanz auf und konnten an durchschnittlich weniger Standorten nachgewiesen werden als ungegefährdete Arten (Abb. 9). Allerdings waren nur Unterschiede hinsichtlich der mittleren Anzahl besiedelter Standorte signifikant (einfaktorielle ANOVA: $F_{3,30}=3,15$; $p=0,039$), auch wenn statt der RL Niederösterreich die RL Österreich herangezogen wurde ($F_{3,30}=3,07$; $p=0,043$).

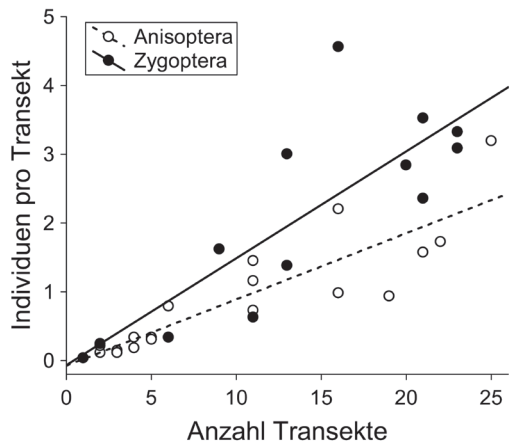


Abb. 8: Zusammenhang zwischen mittlerer Abundanz (Individuen pro Transekt) und regionaler Verbreitung (Anzahl der Transekte mit Vorkommen) von Großlibellen- (Anisoptera) und Kleinlibellenarten (Zygoptera) in den March-Auen, beschrieben durch lineare Regressionen (Anisoptera: $r^2=0,80$, $r=0,89$; $p<0,001$; $y=-0,07+0,10x$; Zygoptera: $r^2=0,67$; $r=0,82$; $p<0,001$; $y=-0,07+0,16x$)

Mithilfe eines allgemeinen linearen Modells wurde die Bedeutung der Gewässervariablen Bewaldung, Austrocknung, Habitatdiversität, Gewässerbreite und Breite der Verlandungszone auf den Libellenartenreichtum analysiert. Ausschließlich die Prädiktorvariable Waldbedeckung zeigte einen signifikanten Effekt auf den Artenreichtum (siehe Tab. 2). Reichte der Auwald an beiden Ufern direkt bis an den Gewässerrand, hatte dies eine deutliche Abnahme des Gesamtartenreichtums zur Folge (Abb. 10).

Tab. 2: Ergebnisse allgemeiner linearer Modelle zur Analyse der Effekte unterschiedlicher Gewässervariablen auf den Artenreichtum von Libellengemeinschaften an Augewässern; signifikante Effekte von Gewässervariablen sind durch Fettdruck hervorgehoben

Variable	FG	KQ	F	p
Konstante	1	48,50	5,70	0,031
Habitatdiversität	1	0,19	0,02	0,884
Austrocknung	2	1,20	0,14	0,869
Bewaldung	3	38,06	4,47	0,020
Gewässerbreite (log x-transformiert)	1	0,02	<0,01	0,960
Breite Verlandungszone (log (x+1)-transformiert)	1	15,43	1,81	0,198
Fehler	15	8,51		

Die pro Transekt festgestellten Artenzahlen unterschieden sich demnach ebenfalls signifikant zwischen den fünf untersuchten Gewässertypen (einfaktorielle ANOVA: $F_{4,19}=5,26$; $p=0,005$). Gänzlich in Wald eingebettete Gewässer wiesen einen signifikant niedrigeren Artenreichtum auf als Gewässer, die als Ausstände, Altarme und Weiher klassifiziert wurden (Abb. 11).

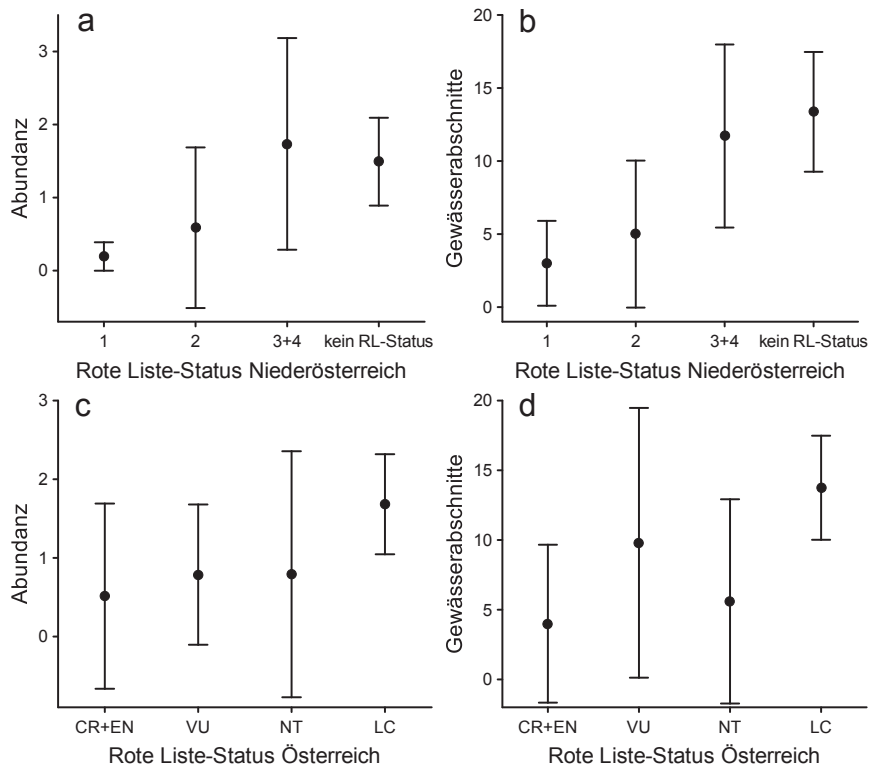


Abb. 9: Mittlere Individuenzahl (log (x+1) transformiert) pro Transekt und mittlere Anzahl an Transekten mit Vorkommen ($\pm 96\%$ Konfidenzintervall) von Libellenarten mit unterschiedlichem Gefährdungsstatus basierend auf der Roten Liste für Niederösterreich (a-b) und Österreich (c-d)

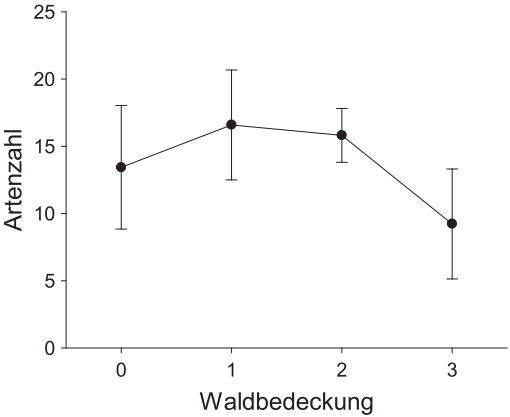
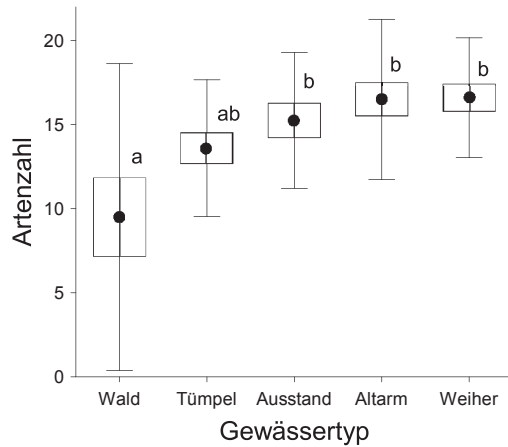


Abb. 10: Auswirkung der Waldbedeckung auf die Anzahl pro Transekt nachgewiesener Libellenarten ($\pm 96\%$ Konfidenzintervall) (0=kein Wald, 1=Wald an Transektseite, 2=Wald an der dem Transekt gegenüberliegenden Uferseite, 3=Wald an beiden Uferseiten)

Abb. 11: Pro Transekt an unterschiedlichen Gewässertypen nachgewiesene Anzahl an Libellenarten $\pm$ Standardfehler (Balken) und Standardabweichung (Linien). Verschiedene Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede (Tukeys-HSD-Test) zwischen den Gewässertypen.



Artenzusammensetzung

Ein Test der an den Gewässerabschnitten festgestellten Libellengemeinschaften auf *nestedness* zeigte, dass die Artenzusammensetzungen eine ineinander verschachtelte Struktur aufwiesen (BINMATNEST: $T=19,33$; $p<0,001$). Die relativ hohe Matrixtemperatur wie auch die maximal gepackte Inzidenzmatrix (Abb. 12) weisen jedoch auf eine deutliche Abweichung von der maximal erreichbaren *nestedness* der Artengemeinschaften hin.

Von allen untersuchten Gewässervariablen zeigten sowohl der Gewässertyp als auch das Ausmaß der Gewässeraustrocknung einen Einfluss auf die Artenzusammensetzung (Tab. 3). Diese Effekte blieben auch nach einer Bonferroni-Korrektur der Signifikanzschwellen für alle in Tabelle 3 angeführten Tests bestehen.

Die paarweisen Vergleiche der fünf Gewässertypen weisen auf eine distinkte Artengemeinschaft der Waldgewässer und Tümpel hin. Keine signifikanten Unterschiede wurden zwischen den Gewässertypen Ausstand, Altarm und Weiher gefunden (Tab. 4). Die deutlichen Unterschiede zwischen den Gewässertypen Wald und Tümpel im Vergleich zu allen anderen Gewässertypen sind auch im NMDS-Ordinationsdiagramm (basierend auf Bray-Curtis-Ähnlichkeiten) erkennbar (Abb. 13a).

Den Austrocknungsgrad betreffend zeigen paarweise Vergleiche der Gewässergruppen signifikante Unterschiede zwischen Transekten, die an Gewässerabschnitten lagen, die im Sommer vollständig austrockneten, und solchen, die permanent vollständig geflutet waren ($R=0,39$; $p=0,006$) oder teilweise austrockneten ($R=0,34$; $p=0,003$). Kein signifikanter Unterschied existierte zwischen Gewässerabschnitten, die nie und nur teilweise austrockneten ($R=0,01$; $p=0,432$; siehe auch Abb. 13b).

Diversität und Struktur von Libellengemeinschaften an Gewässern 189

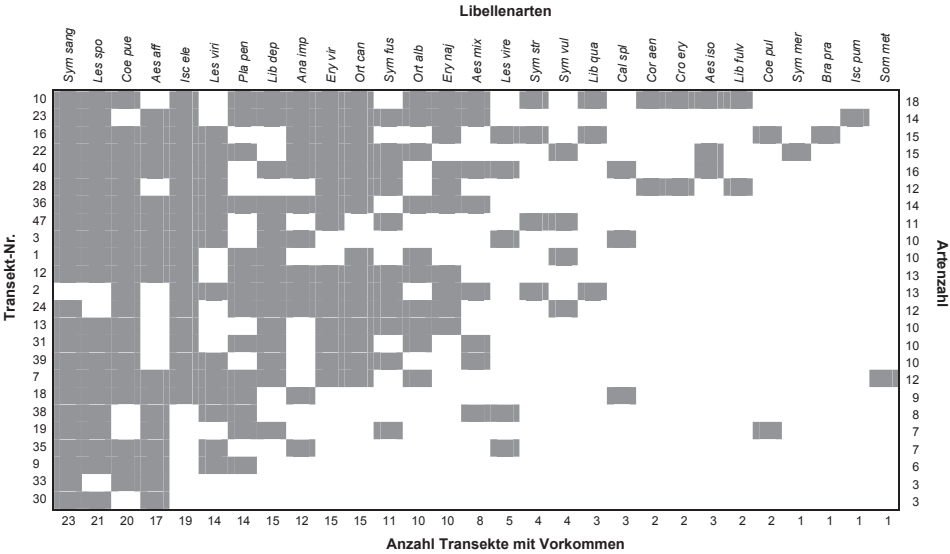
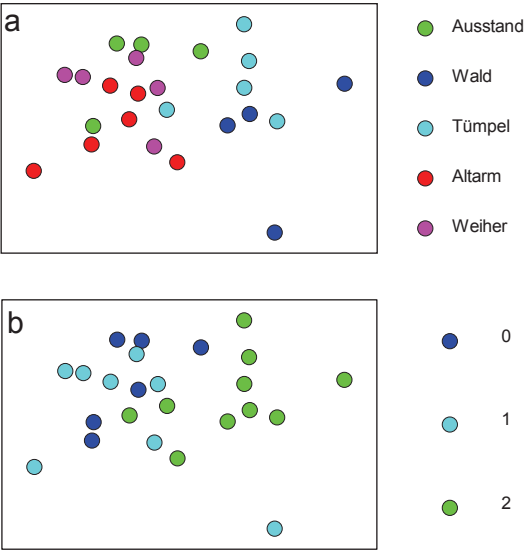


Abb. 12: „Gepackte“ Inzidenzmatrix für an unterschiedlichen Standorten erfasste Libellengemeinschaften. Spalten repräsentieren Libellenarten, Zeilen repräsentieren die einzelnen Transekte. Am unteren Spaltenende ist die Anzahl an untersuchten Gewässerabschnitten angegeben, an denen die einzelnen Libellenarten festgestellt wurden, am rechten Zeilenrand ist die Gesamtzahl entlang einzelner Transekte beobachteter Libellenarten angegeben. Berücksichtigt wurden nur bodenständige Vorkommen. Die Abkürzungen der Libellenamen setzen sich jeweils aus den ersten Buchstaben des Gattungs- und Artnamens zusammen (für vollständige Artnamen vgl. Tab. 1).

Abb. 13: NMDS-Ordination der an 24 Standorten erfassten Libellengemeinschaften basierend auf Bray-Curtis-Ähnlichkeiten ($\sqrt{x}$ -transformierte Abundanzdaten; $stress=0,14$). Gekennzeichnet ist der Gewässertyp (a) bzw. das Ausmaß, in welchem die einzelnen Gewässer austrocknen (b): 0 – permanent mit Wasser geflutet, 1 – trocken im Sommer partiell aus, 2 – trocken im Sommer vollständig aus.



Tab.3: Effekte verschiedener Gewässervariablen auf die Ähnlichkeit (Bray-Curtis-Index) der Artenzusammensetzung der Libellengemeinschaften. Signifikante Testergebnisse sind durch Fettdruck hervorgehoben

Variable	Test	Ergebnisse
Gewässertyp	ANOSIM	Global $R = 0,43$; $p = 0,001$
Habitatdiversität	Spearman-Matrix-Rangkorrelation	$Rho = 0,13$; $p = 0,095$
Austrocknung	ANOSIM	Global $R = 0,26$; $p = 0,006$
Bewaldung	ANOSIM	Global $R = 0,08$; $p = 0,235$
Gewässerbreite	Spearman-Matrix-Rangkorrelation	$Rho = 0,08$; $p = 0,163$
Breite Verlandungszone	Spearman-Matrix-Rangkorrelation	$Rho = 0,18$; $p = 0,063$

Tab. 4: Ergebnisse der paarweisen Vergleiche (ANOSIM) der Artenzusammensetzung verschiedener Gewässertypen; signifikante Testergebnisse sind durch Fettdruck hervorgehoben.

Gewässergruppen	Ergebnisse der ANOSIM
Ausstand vs. Wald	$R = 0,71$; $p = 0,029$
Ausstand vs. Tümpel	$R = 0,63$; $p = 0,024$
Ausstand vs. Altarm	$R = 0,18$; $p = 0,129$
Ausstand vs. Weiher	$R = 0,20$; $p = 0,151$
Wald vs. Tümpel	$R = 0,28$; $p = 0,040$
Wald vs. Altarm	$R = 0,73$; $p = 0,005$
Wald vs. Weiher	$R = 0,83$; $p = 0,008$
Tümpel vs. Altarm	$R = 0,65$; $p = 0,006$
Tümpel vs. Weiher	$R = 0,51$; $p = 0,024$
Altarm vs. Weiher	$R = -0,09$; $p = 0,810$

Habitatpräferenzen

Das Spektrum an Libellenarten an Augewässern in den March-Auen ist vorwiegend von Arten stehender Gewässer geprägt (Abb. 14a). Auch die im Untersuchungsgebiet festgestellten Arten mit RL-Status (RL NÖ) rekrutieren sich vorwiegend aus Arten mit einer Präferenz für derartige Gewässer (Abb. 14b).

Unter Verwendung der Libellenabundanz-Matrix (nur Arten mit > 5 beobachteten Individuen berücksichtigt) und der Habitat-Matrix (mit den Variablen Bewaldung, Austrocknung, Gewässerbreite und Breite der Verlandungszone) wurde eine Kanonische Korrespondenzanalyse gerechnet. Diese lieferte ein signifikantes Ergebnis (Monte-Carlo-Randomisierung für alle Achsen: $F=1,87$; $p=0,010$). Die ersten beiden Achsen erklärten 24,1% der Varianz der Libellendaten und 85,6% der Varianz des Arten-Habitat-Zusammenhangs. Die zweidimensionale Ordination deutet darauf hin, dass die nachgewiesenen RL-Arten sehr unterschiedliche Habitatansprüche besitzen. Das Vorkommen mancher auf der RL Niederösterreich geführten Arten, wie

Diversität und Struktur von Libellengemeinschaften an Augewässern 191

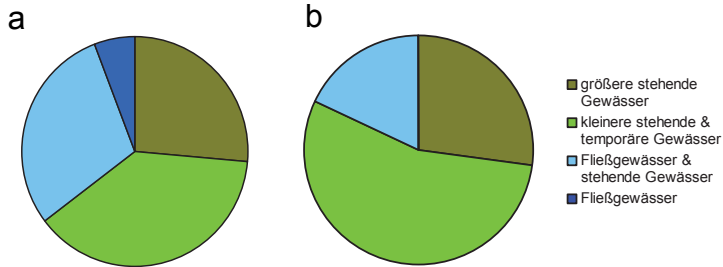


Abb. 14: Gewässerpräferenzen aller an den untersuchten Augewässern nachgewiesenen Libellenarten (a) sowie der Arten mit Gefährdungsstatus (Kat. 1-3) laut Roter Liste Niederösterreich (b)

der beiden Granataugen *Erythromma najas* und *E. viridulum*, scheint vornehmlich von der Gewässerbreite beeinflusst zu sein (vgl. Abb. 15a). Ein signifikanter positiver Zusammenhang zwischen Abundanzen und der maximalen Gewässerbreite konnte für *E. najas* ($r_s=0,41$; $p=0,046$) und *E. viridulum* ($r_s=0,49$; $p=0,016$) gefunden werden. Im Falle der beiden Granataugen nahm auch die Wahrscheinlichkeit eines Vorkommens mit zunehmender Gewässerbreite zu (logistische Regressionen; *E. najas*: $\chi^2=4,19$; $p=0,040$; *E. viridulum*: $\chi^2=4,03$; $p=0,045$; Abb. 16a-b). Da beide Arten keine Austrocknungstoleranz aufweisen (Abb. 15b) und auf Wasserflächen zur Eiablage angewiesen sind (Abb. 15c), spielt die Gewässerbreite möglicherweise eine entscheidende Rolle, da breitere Gewässer seltener austrocknen. Ein signifikanter Effekt des Austrocknungsgrades der Gewässer auf die Abundanzen war sowohl für *E. najas* (Kruskal-Wallis-ANOVA: $H_2=8,35$; $p=0,015$) als auch für *E. viridulum* nachweisbar ($H_2=7,64$; $p=0,022$). Beide Arten erreichten allerdings ihre höchsten Individuenzahlen nicht in permanent vollständig unter Wasser stehenden Gewässerabschnitten, sondern an Gewässern, die zumindest teilweise austrocknen (Abb. 17a-b).

Die Lage der beiden RL-Arten Südliche Mosaikjungfer *Aeshna affinis* und Kleine Binsenjungfer *Lestes virens* nahe am Vektor für die Habitatvariable Austrocknungsgrad unterstreicht ihre Bevorzugung von Gewässern mit einem bestimmten Austrocknungsregime (vgl. Abb. 15a,b). Beide Arten weisen eine Präferenz für Eiablageorte in der unmittelbaren Uferzone bzw. in Verlandungsbereichen auf (vgl. Abb. 15c). Tests auf Unterschiede der pro Transekt festgestellten Individuenzahlen zwischen Gewässern mit unterschiedlichem Austrocknungsgrad verfehlten allerdings knapp das Signifikanzniveau, sowohl im Falle von *L. virens* (Kruskal-Wallis-ANOVA: $H_2=5,15$; $p=0,076$; nur bodenständige Vorkommen berücksichtigt) als auch von *A. affinis* ($H_2=5,95$; $p=0,051$; nur bodenständige Vorkommen berücksichtigt). Die höchsten Individuenzahlen der Kleinen Binsenjungfer konnten an regelmäßig austrocknenden Gewässerabschnitten festgestellt werden (Abb. 17c). Dies traf auch für *A. affinis* zu (Abb. 17d).

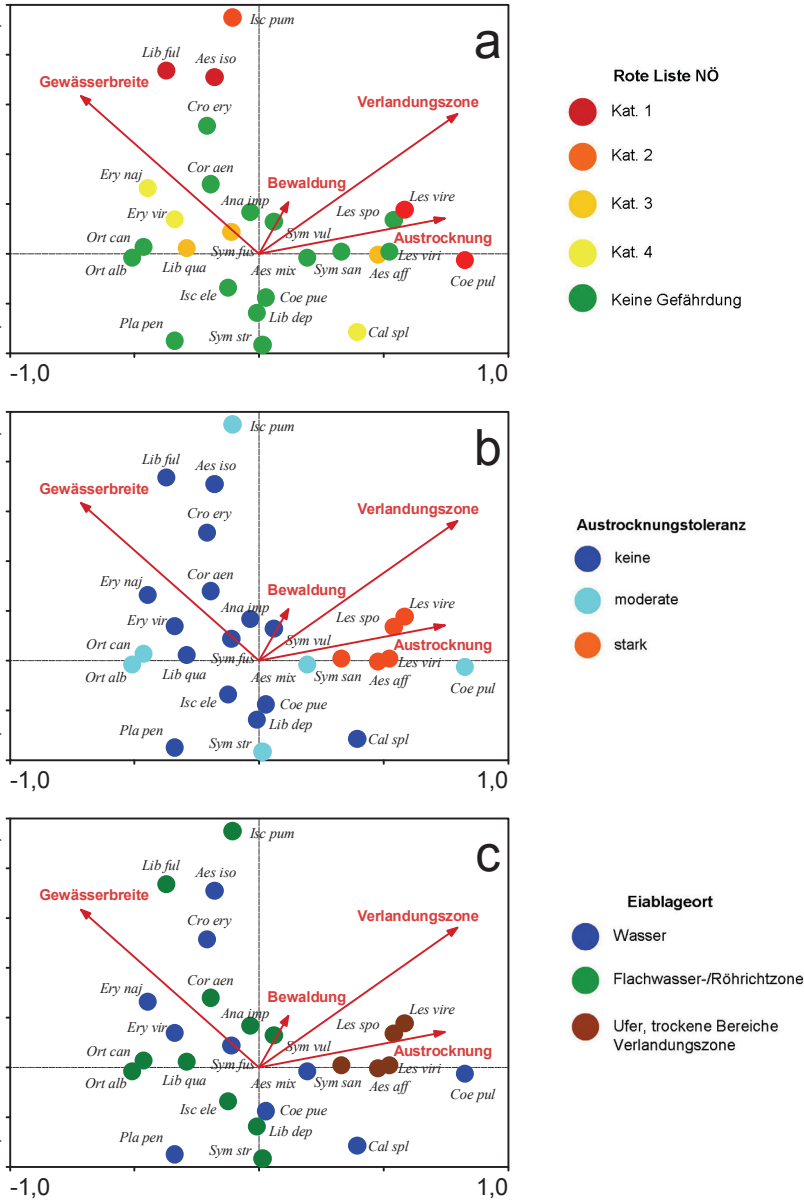


Abb.15: Ordinationsdiagramme (Kanonische Korrespondenzanalyse) mit Gewässervariablen (dargestellt als Vektoren) und Libellenarten (dargestellt als Punkte) mit > 5 beobachteten Individuen; die unterschiedliche Farbgebung der Punkte weist auf den jeweiligen Rote-Liste-Status für Niederösterreich (a), die Austrocknungstoleranz (b) bzw. den bevorzugten Eiablagestandort (c) der Arten hin. Die Abkürzungen der Libellenennamen setzen sich jeweils aus den ersten Buchstaben des Gattungs- und Artnamens zusammen (für vollständige Artnamen vgl. Tab. 1).

Diversität und Struktur von Libellengemeinschaften an Gewässern 193

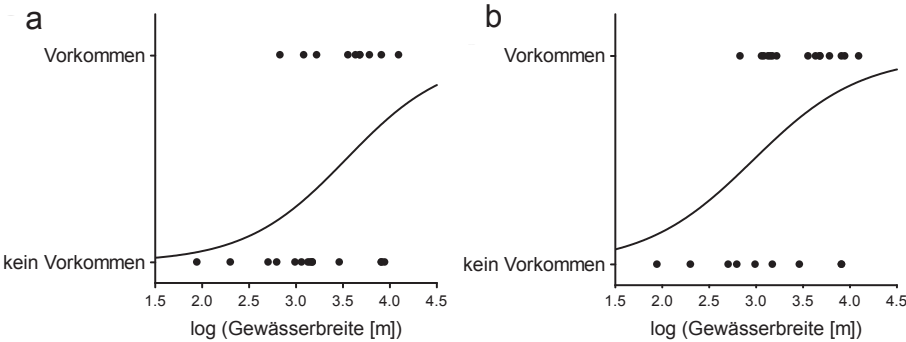


Abb. 16: Veränderung der Wahrscheinlichkeit des Vorkommens von *Erythromma najas* (a) und *E. viridulum* (b) in Abhängigkeit von der Gewässerbreite, dargestellt in Form logistischer Regressionskurven; berücksichtigt wurden nur bodenständige Vorkommen.

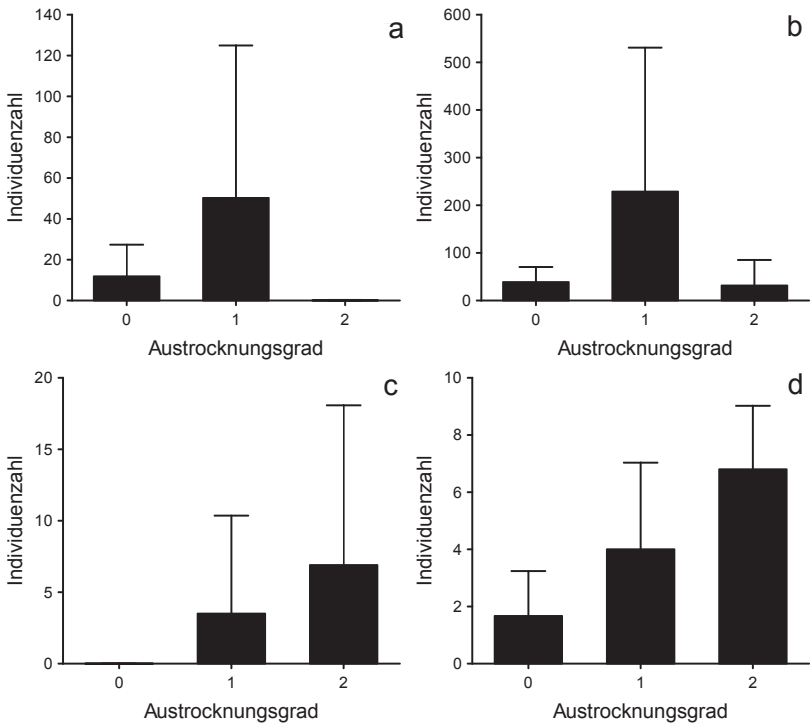


Abb. 17: Auswirkung des Austrocknungsgrades von Gewässerabschnitten auf die Abundanz der beiden Granataugen *Erythromma najas* (a) und *E. viridulum* (b) sowie der Kleinen Binsenjungfer *Lestes virens* (c) und der Südlichen Mosaikjungfer *Aeshna affinis* (d). Dargestellt sind die mittleren Individuenzahlen mit Standardfehler pro Gewässerabschnitt. Berücksichtigt wurden nur bodenständige Vorkommen. Der Austrocknungsgrad beschreibt das Ausmaß, in welchem die einzelnen Gewässer austrocknen: 0 – permanent mit Wasser geflutet, 1 – trocknen im Sommer partiell aus, 2 – trocknen im Sommer vollständig aus.

Diskussion

Artenreichtum und Abundanzen

Der Vergleich der festgestellten Gesamtartenzahl mit der Schätzung des Gesamtartenreichtums zeigt, dass das Ausmaß der Untersuchung geeignet war, um das Arteninventar der March-Auen ausreichend zu erfassen. Insgesamt war der Anteil an nicht autochthonen Arten in den Transekten relativ hoch (siehe Anhang). Dieses Phänomen wird durch die geringe Distanz zu anderen Gewässern verursacht. Dadurch steigt die Wahrscheinlichkeit, dass an Gewässern Arten auftreten, die dort keine geeigneten Fortpflanzungshabitate finden.

Der Anteil gefährdeter Libellenarten am Artenspektrum einzelner Augewässer war schwach mit der an diesen Gewässern festgestellten Gesamtartenzahl korreliert. Bei steigendem Artenreichtum sind also auch mehr gefährdete Arten zu erwarten und Gewässer mit einem insgesamt höheren Artenreichtum besitzen eine höhere naturschutzfachliche Bedeutung. Gefährdete Libellenarten traten dabei in geringerer Abundanz auf und wurden an weniger Gewässerabschnitten nachgewiesen als Arten ohne Gefährdungsstatus. Zudem gelangen von Arten mit hohem Gefährdungsstatus oft nur Feststellungen von Einzelexemplaren. Mehrere gefährdete Arten, die sich aufgrund ihrer Präferenz für Überschwemmungsflächen bzw. sommertrockene Standorte häufig abseits der untersuchten Gewässerbereiche aufhalten (z. B. *Sympetrum meridionale*, *S. flaveolum*, *Lestes barbarus* und *L. dryas*), sind in dieser Studie jedoch aufgrund der Untersuchungsmethodik unterrepräsentiert bzw. konnten nie an einem der untersuchten Gewässerabschnitte nachgewiesen werden.

Libellenarten, die im Untersuchungsgebiet weit verbreitet sind, erreichten durchschnittlich auch höhere Individuenzahlen. Es handelt sich dabei also entweder um Arten mit einer breiten ökologischen Amplitude oder es werden bei steigenden Individuenzahlen zunehmend auch weniger optimale Gewässer(-Abschnitte) besiedelt. In den March-Auen sind die Blutrote Heidelibelle *Sympetrum sanguineum* (an 23 Transekten festgestellt) und die Gemeine Binsenjungfer *Lestes sponsa* (21 Transekte) am weitesten verbreitet. Beide besiedeln zwar ein breites Spektrum an Stillgewässern, sind aber – den ökologischen Bedingungen im Überschwemmungsgebiet entsprechend – sehr gut an eine saisonale Austrocknung der Reproduktionsgewässer angepasst.

Die Anzahl an bodenständigen Libellenarten in den untersuchten Transekten reichte von drei bis 18 Arten, wobei an den Waldstandorten am wenigsten Arten (drei bis 10) nachgewiesen werden konnten. Reichte der Auwald an beiden Ufern bis an den Gewässerrand, hatte dies eine signifikante Abnahme der Gesamtartenzahl zur Folge. Dies gilt insbesondere auch für gefährdete Arten der RL. Auch der Vergleich der Gewässertypen zeigt die Bedeutung der Bewaldung auf den Artenreichtum. Nicht

von Wald umgebene, weiherähnliche Gewässer mit größeren Freiwasserbereichen und Verlandungszonen und/oder dichten Röhrichtbeständen stellten die artenreichsten Biotope dar.

Artenzusammensetzung

Die Artenzusammensetzungen der an den untersuchten Gewässerabschnitten festgestellten Libellengemeinschaften weisen eine ineinander verschachtelte Struktur auf. Artenarme Libellenzönosen an ungünstigen Standorten wie inmitten von Wald repräsentieren dabei einen Ausschnitt des Artenspektrums artenreicherer Standorte und umfassen fast ausschließlich Arten mit weiter Verbreitung und hoher Abundanz (z. B. *Lestes sponsa* und *Sympetrum sanguineum*) im gesamten Gebiet. Sonderstandorte wie temporäre Gewässer weisen hingegen zwar im Vergleich zu größeren, ständig wasserführenden Gewässern eine geringere Artenzahl (sieben bis elf) auf, werden aber neben Ubiquisten auch von spezialisierten stenöken Arten (z. B. *Lestes virens*) besiedelt.

An den nicht vollständig von Wald umgebenen Gewässerabschnitten wird das Artenspektrum maßgeblich vom Austrocknungsgrad bzw. der Breite der Gewässer beeinflusst bzw. hängt das Vorkommen von Libellenarten von ihrer Austrocknungstoleranz und den notwendigen Eiablageorten ab. Im Rahmen dieser Untersuchung konnte ein signifikanter Einfluss des Austrocknungsregimes auf die Zusammensetzung der Libellenfauna bestätigt werden. Die Entwicklung an saisonal vollständig austrocknenden Standorten erfordert entsprechende morphologische oder phänologische Anpassungen, wie z. B. eine sehr kurze Entwicklungszeit oder austrocknungsresistente Eier. Für Arten ohne diese Anpassungen ist das sommerliche Austrocknen von Gewässern ein grundlegendes Kriterium, das eine erfolgreiche Entwicklung verhindert.

Habitatpräferenzen

Das Artenspektrum an den für die March-Auen repräsentativen Augewässern ist vorwiegend von Arten stehender Gewässer geprägt. Die nachgewiesenen gefährdeten Arten besitzen jedoch sehr unterschiedliche Habitatansprüche. Größere stehende Gewässer werden unter anderem von den beiden Libelluliden Vierfleck *L. quadrimaculata* und Spitzenfleck *L. fulva* und den beiden Coenagrioniden *Erythromma viridulum* und *E. najas* (Kleines und Großes Granatauge) bevorzugt. Ihre Verbreitung scheint vornehmlich von der Gewässerbreite beeinflusst zu sein. Dieser Zusammenhang konnte zumindest für die beiden *Erythromma*-Arten bestätigt werden, deren Vorkommenswahrscheinlichkeit mit zunehmender Gewässerbreite steigt. Sie erreichten ihre höchsten Individuenzahlen an weiherähnlichen Gewässern, da diese nicht vollständig austrocknen und eine reiche submerse und emerse Vegetation bieten. Beide Arten haben eine enge Bindung an Schwimm- und Tauchblattpflanzen (HUNGER

1996, SCHIEL 1996, SCHINDLER et al. 2003), die für die Eiablage und von den Männchen als Ansitzwarten genutzt werden. Fehlen diese, nutzt *E. viridulum* in höherem Maße auch flotierende Algenwatten zur Eiablage. An permanent gefüllten Wasserkörpern, den Ausständen, war diese Vegetation im Untersuchungszeitraum jedoch – wenn überhaupt – nur spärlich vorhanden.

Südliche Mosaikjungfer *Aeshna affinis* und Kleine Binsenjungfer *Lestes virens* zeigen dagegen eine deutliche Präferenz für stark verlandete Gewässerbereiche. Auch die Eiablageorte liegen bei beiden Arten im Verlandungsgürtel. Die weniger häufige und sensiblere *L. virens* tritt dabei vorzugsweise an kleineren Gewässern mit Röhrichtbeständen auf. *A. affinis* ist hingegen in den March-Auen weit verbreitet und kommt dort als einzige Aeshnidae in sehr hoher Dichte vor.

Bedeutung der March-Auen für Libellen

Im österreichischen Teil der March-Auen wurden aktuell 48 Libellenarten nachgewiesen, das sind 61,5% der 78 sicher in Österreich nachgewiesenen Libellenarten (OLIAS 2005, RAAB et al. 2006). Für sechs hochgradig gefährdete Libellenarten (RL Österreich: CR, EN und VU) sind die Vorkommen in den March-Thaya-Auen von herausragender, für acht Arten von großer Bedeutung für den Fortbestand in Österreich (STROHMAIER & EGGER 2010). Zum Schutz von insgesamt elf Arten mit Vorkommen in den March-Auen ist laut RL Österreich Handlungsbedarf bzw. akuter Handlungsbedarf gegeben (RAAB 2006).

Von den vier streng rheophilen Arten der March, *Calopteryx splendens*, *Gomphus vulgatissimus*, *G. flavipes* und *Ophiogomphus cecilia*, sind alle drei Vertreter der Gomphidae gefährdet bis vom Aussterben bedroht (RAAB 2006). Die Asiatische Keiljungfer *G. flavipes* und die Grüne Flussjungfer *O. cecilia* sind zudem europaweit hochgradig gefährdet und in Anhang IV bzw. II + IV der FFH-Richtlinie gelistet. *G. flavipes* kommt in Österreich aktuell nur im Nationalpark Donau-Auen, dem untersten Abschnitt der Thaya und der March vor (SCHULTZ 2005, RAAB et al. 2006, STAUFER 2010b, SCHINDLER, pers. Mitteilung), womit den großen autochthonen Vorkommen an der March nationale und internationale Bedeutung zukommt. Aufgrund der reduzierten hydrologischen Dynamik in den March-Auen fehlen geeignete Lebensräume für rheophile Libellenarten abseits der March jedoch weitgehend.

Größere Stillgewässer weisen zwar häufig eine umfangreiche Libellenfauna auf, viele der Arten sind aber nicht hochgradig gefährdet. Seltener Arten wie *Coenagrion pulchellum*, *Brachytron pratense*, *Aeshna isosceles*, *Libellula fulva* und *Leucorrhinia pectoralis* sind aktuell auch in den March-Auen nicht häufig. Eine größere Population der Gemeinen Winterlibelle *Sympecma fusca* konnte nur im Jahr 2010 beobachtet werden, die ungewöhnlicherweise in den vernässten Röhrlingseewiesen bei Drösing

Diversität und Struktur von Libellengemeinschaften an Augewässern 197

schlüpfte. Als Besonderheit sind weiters Vorkommen vom Zweifleck *Epitheca bimaculata* in den Unteren March-Auen hervorzuheben (RAAB 1999, SCHULTZ 2005).

Viele Gewässer verlanden zunehmend und in manchen Jahren, wie z.B. im Untersuchungszeitraum 2008, trocknen große Wasserflächen im Laufe des Sommers teilweise bis vollständig aus. Ein hoher Anteil der Augewässer ist daher derzeit besonders für an temporär austrocknende Standorte angepasste Arten wie *Aeshna affinis*, *Sympetrum sanguineum*, *Lestes sponsa* und *L. virens* von Bedeutung.

Bleiben nach Frühjahrshochwässern bis in den Juni und Juli hinein in ungemähten Feuchtwiesen und Sutzen (in Ackerbereichen liegenden Senken) größere Wasserflächen stehen, können sich darin an Überschwemmungsflächen angepasste Libellenarten entwickeln. Im Jahr 2010 erreichte die Südliche Binsenjungfer *Lestes barbarus* (Abb. 18) in weiten Teilen der March-Auen sehr hohe Bestände (z. B. Kuse, Hohenau und Feuchtwiese bei Grub) und die Südliche Heidelibelle *Sympetrum meridionale* (Abb. 19) schlüpfte zu hunderten in den noch Anfang Juli ungemähten Feuchtwiesen bei Drösing und Rabensburg. Zusätzlich konnte die Glänzende Binsenjungfer *Lestes dryas* erstmals in den Mittleren March-Auen bei Dürnkrut festgestellt werden. Die Bestände dieser spezialisierten Libellenarten unterliegen naturgemäß sehr starken jährlichen Schwankungen, in Abhängigkeit von saisonalen und jährlichen Unterschieden in der Ausprägung der Feuchtgebiete. Erst nach zwei aufeinander folgenden wasserreichen Jahren erreichen sie in den March-Auen hohe Abundanzen. Eine intakte Überschwemmungsdynamik ist für diese und andere hochgradig gefährdete Libellenarten überlebenswichtig.



Abb. 18: Die Südliche Binsenjungfer *Lestes barbarus* ist eine Charakterart der Überschwemmungswiesen und Sutzen, wo sie nach Frühjahrshochwässern in großer Zahl schlüpft. Röhringseewiesen, Drösing, 11. Juni 2009, MS



Abb. 19: Die Südliche Heidelibelle *Sympetrum meridionale* ist an temporären Standorten zerstreut verbreitet, ihre Bestände unterliegen starken jährlichen Schwankungen. Naturreservat March-Auen, Marchegg, 30. Juli 2009, MS

Renaturierungsmaßnahmen

Einer hohen Anzahl an Stillgewässerarten steht in Mitteleuropa eine relativ kleine Zahl echter rheophiler Libellenarten größerer Flusssysteme gegenüber (ASKEW 2004, DIJKSTRA & LEWINGTON 2006). Libellen erreichen daher in Auensystemen ihre höchsten Artenzahlen an Gewässern, die weder ständig mit dem Hauptstrom verbunden noch total isoliert sind (TOCKNER et al. 1999, SCHNEEWEIHS 2008). Entsprechend führten Uferrückbaumaßnahmen im Nationalpark Donau-Auen zu einem deutlichen Rückgang des Artenreichtums an flussnahen Seitenarmen. Gleichzeitig wurden diese aber in Abhängigkeit von der jährlichen Anbindungsdauer sehr schnell von den drei Fließgewässerarten *Calopteryx splendens* (Gebänderte Prachtlibelle), *Gomphus vulgatissimus* (Gemeine Keiljungfer) und *Ophiogomphus cecilia* (Grüne Flussjungfer) besiedelt (SCHNEEWEIHS 2008). Auch wenn die hydrologischen Gegebenheiten an Donau und March nur bedingt vergleichbar sind, würden diese drei Arten und *Gomphus flavipes* (Asiatische Keiljungfer) voraussichtlich ebenfalls von einer dauerhaften Wiederanbindung von Seitenarmen an der March profitieren.

Erhielte die March durch Uferrückbaumaßnahmen (Entfernung von naturfernen Uferverbauungen) wieder mehr flussmorphologischen Gestaltungsspielraum, so wäre zudem eine Förderung vieler weiterer Libellenarten zu erwarten. Im Vergleich zwischen verbauten und unverbauten bzw. rückgebauten Abschnitten im Bereich Marchegg zeigten unverbauten bzw. rückgebaute (den natürlichen Verhältnissen entsprechende) Standorte an der March eindeutig die besseren Werte bezüglich des erhobenen Arteninventars, des Anteils der bodenständigen und sensitiven Arten und der Abundanzen. Zudem wiesen sie ein größeres und spezifischeres Artenspektrum auf (SCHULTZ 2005).

Darüber hinaus könnten Renaturierungsmaßnahmen auch den langfristigen Fortbestand des breiten Spektrums an verschiedenartigen Gewässertypen sicherstellen. Da die eingeschränkte Flussschwindigkeit kaum noch Unterbrechungen der Verlandungsprozesse bestehender Augewässer zulässt und eine Neuentstehung von Nebengewässern durch die Flussregulierung vollständig unterbunden ist, muss langfristig mit dem Rückgang des derzeit noch reichen Angebots an Stillgewässertypen und der damit verbundenen Artenvielfalt gerechnet werden. Verschärft wird dieses Problem noch durch die regulierungsbedingte Eintiefung des Flussbetts der March und der damit verbundenen Absenkung des Grundwasserspiegels. Von einer Wiederherstellung einer möglichst naturnahen Gewässerdynamik wäre daher grundsätzlich ein langfristiger positiver Einfluss auf die Diversität der Libellenfauna und die Abundanzen der meisten Libellenarten an der March und in deren Einzugsgebiet zu erwarten.

Danksagung

Wir danken dem WWF Österreich für die fachliche und finanzielle Unterstützung des Projektes sowie dem Amt der Niederösterreichischen Landesregierung für die Erteilung der Ausnahmegenehmigungen zum Betreten der Naturschutzgebiete. Weiters danken wir dem Verein Auring – Beringungsstation Hohenau-Ringelsdorf für die Mitbenützung der Infrastruktur. Unser besonderer Dank gilt außerdem Eike Julius, MSc. für die Erstellung der Übersichtskarte.

Literatur

- ASKEW, R. R. (2004): The Dragonflies of Europe. Revised edition. – Harley books: Colchester, U.K., 308 pp.
- BARKE, J. (2003): The Odonata of the Absetzbecken Hohenau-Ringelsdorf, Lower Austria in summer 2002. – Verein AURING - Biologische Station Hohenau-Ringelsdorf (unveröffentlicht)
- CHOVANEC, A. (1999): Methoden für die Erhebung und Bewertung der Libellenfauna (Insecta: Odonata) - Eine Arbeitsanleitung. – Anax 2: 1-22
- CHOVANEC, A. & WARINGER, J. (2001): Ecological integrity of river-floodplain systems - assessment by dragonfly surveys (Insecta: Odonata). – Regulated Rivers: Research & Management 17: 493-507
- CHOVANEC, A. & WARINGER, J. (2006): Libellen als Bioindikatoren. – In: R. Raab, A. Chovanec, J. Pennerstorfer (Hrsg.), Libellen Österreichs, 311-324, Springer: Wien, New York
- CLARKE, K. R. (1993): Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. – Australian Journal of Ecology 18: 117-143
- CLARKE, K. R. & GORLEY, R. N. (2001): PRIMER v5: user manual/tutorial. – Primer-E, Plymouth
- COLWELL, R. K. (2005): EstimateS: Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples. Version 7.5. User's Guide and Application. – <<http://purl.oclc.org/estimates>>
- CONRAD, K. F., WILLSON, K. H., HARVEY, I. F., THOMAS, C. J., SHERRATT, T. N. (1999): Dispersal characteristics of seven odonate species in an agricultural landscape. – Ecography 22: 524-531
- CORBET, P. S. (1999): Dragonflies: Behavior and Ecology of Odonata. – Harley Books: Colchester, 829 pp.
- DIJKSTRA, K.-D. B. & LEWINGTON, R. (2006): Field Guide to the Dragonflies of Britain and Europe. – British Wildlife Publishing. 320 pp.
- DOLNÝ, A., BÁRTA, D., WALDHAUSER, M., HOLUŠA, O., HANEL, L. (Hrsg.) (2007): Vážky České republiky: Ekologie, ochrana a rozšíření. The Dragonflies of the Czech Republic: Ecology, Conservation and Distribution. – Český svaz ochránců přírody: Vlašim, 672 pp.
- HUNGER, H. (1996): Gewässervegetation der südlichen Oberrheinebene als Lebensraum der Kleinlibellenarten *Erythromma viridulum* (Charpentier 1840) und *Cercion lindenii* (Selys 1840). – Diplomarbeit, Institut für Biologie II (Geobotanik), Universität Freiburg, 149 pp. (unveröffentlicht)
- KAPPES, E. & KAPPES, W. (2008): Neusiedler See, Hochsommer und Gewitterregen am und um den See 24.5.-7.6.2008. – Naturkundliche Reiseberichte, Schriftenreihe zur Veröffentlichung von Beobachtungsdaten und Auswertungen naturkundlicher Studien 40: 34
- MCPECK, M. A. (2008): Ecological factors limiting the distributions and abundances of Odonata. – In: A. Córdoba-Aquilar (Hrsg.), Dragonflies and Damselflies: Model Organisms for Ecological and Evolutionary Research, 51-62, Oxford University Press: Oxford

- MICHELIS, N. K. & DHONDT, A. A. (2008): Characteristics of dispersal in sexually mature dragonflies. – *Ecological Entomology* 16: 449-459
- OERTLI, B. (2008): The use of dragonflies in the assessment and monitoring of aquatic habitats. – In: A. Córdoba-Aquilar (Ed.), *Dragonflies and Damselflies: Model Organisms for Ecological and Evolutionary Research*, 79-95, Oxford University Press: Oxford
- OLIAS, M. (2005): *Lestes parvidens* am Südostrand Mitteleuropas: Erste Nachweise aus Österreich, der Slowakei, Ungarn und Rumänien (Odonata: Lestidae). – *Libellula* 24: 155-161
- RAAB, R. (1999): Ökologische Beweissicherung zur Wiederanbindung von Mäandern von March und Thaya (EU-LIFE II Programm). – Studie im Auftrag der Wasserstraßendirektion (unveröffentlicht)
- RAAB, R. (2006): Rote Liste der Libellen Österreichs. – In: R. Raab, A. Chovanec, J. Pennerstorfer (Hrsg.), *Libellen Österreichs*, 325-334, Springer: Wien, New York
- RAAB, R. & CHWALA, E. (1997): Rote Listen ausgewählter Tiergruppen Niederösterreichs – Libellen (Insecta: Odonata), 1. Fassung 1995. – Amt der NÖ Landesregierung: Wien, 91 pp.
- RAAB, R., CHOVANEC, A., PENNERSTORFER, J. (2006): *Libellen Österreichs*. – Springer: Wien, New York, 343 pp.
- RODRÍGUEZ-GIRONÉ, M.A. & SANTAMARÍA, L. (2006): A new algorithm to calculate the nestedness temperature of presence-absence matrices. – *Journal of Biogeography* 33: 924-935
- SCHIEL, F.-J. (1996): Zur Habitatbindung von *Erythromma najas* (Hansemann 1823) und *Enallagma cyathigerum* (Charpentier 1840) in der mittleren Oberheinebene unter besonderer Berücksichtigung der Gewässervegetation sowie der physikalischen und hydrochemischen Gewässereigenschaften. – Diplomarbeit, Institut für Biologie II (Geobotanik), Universität Freiburg, 127 pp. (unveröffentlicht)
- SCHINDLER, M., FESL, C., CHOVANEC, A. (2003): Dragonfly associations (Insecta: Odonata) in relation to habitat variables: a multivariate approach. – *Hydrobiologia* 497: 169-180
- SCHMIDT, E. (1989): Libellen als Bioindikatoren für den praktischen Naturschutz: Prinzipien der Geländearbeit und ökologischen Analyse und ihre theoretische Grundlegung im Konzept der ökologischen Nische. – *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz* 29: 281-289
- SCHNEEWEIHS, S. (2008): Effects of lateral hydrological connectivity in floodplain systems on dragonfly (Odonata) communities in the Danube Floodplains National Park, Austria. – Diplomarbeit, Department für Biodiversität der Tiere, Fakultät für Lebenswissenschaften, Universität Wien
- SCHULTZ, H. (2005): Vergleichsstudie March im Abschnitt Marchegg (Fluss km 15,00-25,00), Odonata. – Endbericht, Studie im Auftrag des Umweltbundesamtes, Wien (unveröffentlicht)
- STATSOFT, INC. (2005): Statistica (Data Analysis Software System), Version 7.1. – <www.statsoft.com>
- STAUFER, M. (2010a): Beitrag zur naturschutzfachlichen Leitbildentwicklung der Augewässer an der March. – Zwischenbericht für das Amt der NÖ Landesregierung (unveröffentlicht)
- STAUFER, M. (2010b): Die Verbreitung der Asiatischen Keiljungfer (*Gomphus flavipes*) an Thaya und March. – Endbericht. – Studie im Auftrag des WWF (unveröffentlicht)
- STERNBERG, K. (1999): Habitat, Habitatselektion und Habitatbindung. – In: K. Sternberg & R. Buchwald (Hrsg.), *Die Libellen Baden-Württembergs*, Band 1, 111-119, Ulmer Verlag: Stuttgart
- STERNBERG, K. & BUCHWALD, R. (2000): *Die Libellen Baden-Württembergs*. Band 2. – Ulmer Verlag: Stuttgart, 712 pp.
- STETTNER, C. (1996): Colonisation and dispersal patterns of banded (*Calopteryx splendens*) and beautiful demoiselles (*C. virgo*) (Odonata: Calopterygidae) in south-east German streams. – *European Journal of Entomology* 93: 579-593
- STROHMAIER, B. & EGGER, G. (2010): Prioritäten für den Natur- und Artenschutz in den March-Thaya-Auen. – Studie des MARTHA-Forums, 86 pp.

Diversität und Struktur von Libellengemeinschaften an Gewässern 201

- STROHMAIER, B., ZUNA-KRATKY, T., SCHULZE, C.H. (2011): Untersuchung zu Effekten der Flussregulierung auf die Wasser- und Schilfvogelgemeinschaften der österreichischen March-Auen. – Wissenschaftliche Mitteilungen aus dem Niederösterreichischen Landesmuseum 22: 45-62
- TER BRAAK, C. J. F. (1986): Canonical correspondence analysis: A new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. – Ecology 67: 1167-1179
- TER BRAAK, C. J. F. & SMILAUER, P. (2002): CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5). – Microcomputer Power: Ithaca, NY
- TOCKNER, K., SCHIEMER, F., BAUMGARTNER, C., KUM, G., WEIGAND, E., ZWEIMÜLLER, I., WARD, J. V. (1999): The Danube restoration project: Species diversity patterns across connectivity gradients in the floodplain system. – Regulated Rivers: Research & Management 15: 245-258
- WARD, L. & MILL, P. (2007): Long range movements by individuals as a vehicle for range expansion in *Calopteryx splendens* (Odonata: Zygoptera). – European Journal of Entomology 104: 195-198
- WARINGER, J., CHOVANEC, A., LAISTER, G. (2006): Die Libellengesellschaften der Donauauen. – In: R. Raab, A. Chovanec, J. Pennerstorfer (Hrsg.), Libellen Österreichs, 282-291, Springer: Wien, New York
- WEIGAND, E. & WINTERSBERGER, H. (1999): Gewässer. – In: Fließende Grenzen, Lebensraum March-Thaya-Auen, 109-128, Umweltbundesamt: Wien
- ZULKA, K. P. (1999): Flußbauliche Maßnahmen und ihre ökologischen Konsequenzen. – In: Fließende Grenzen, Lebensraum March-Thaya-Auen, 305-314, Umweltbundesamt: Wien
- ZUNA-KRATKY, T. (1999): Lebensräume. – In: Fließende Grenzen, Lebensraum March-Thaya-Auen, 103-108, Umweltbundesamt: Wien

Anschrift der Verfasser:

Martina Staufer, Dep. für Biodiversität der Tiere, Fakultät für Lebenswissenschaften,
Universität Wien, Rennweg 14, A-1030 Wien
m_staufer@web.de

Christian H. Schulze, Dep. f. Biodiversität der Tiere, Fakultät für Lebenswissenschaften,
Universität Wien, Rennweg 14, A-1030 Wien
christian.schulze@univie.ac.at

Anhang

In den jeweiligen Transekten der 24 Augewässer nachgewiesene Libellenarten und Gesamtzahl der Imagines. Die Gewässer wurden nach ihrer Zugehörigkeit zum Gewässertyp gereiht (¹ Ausstand, ² Altarm, ³ Weiher, ⁴ Tümpel, ⁵ im Wald). Die Gewässernummern entsprechen jenen der Wasservogelgemeinschaften in STROHMAIER et al. (2011). * im jeweiligen Transekt nicht autochthon, ** im jeweiligen Transekt ausschließlich über Exuvien nachgewiesen

Art	Gewässerabschnitte																							
	G1 ¹	G2 ¹	G7 ¹	G39 ¹	G10 ²	G12 ²	G16 ²	G28 ²	G31 ²	G36 ²	G13 ³	G22 ³	G23 ³	G24 ³	G40 ³	G9 ⁴	G19 ⁴	G35 ⁴	G38 ⁴	G47 ⁴	G3 ^{1,5}	G33 ^{2,5}	G18 ^{4,5}	G30 ^{4,5}
Calopterygidae																								
<i>Calopteryx splendens</i>	1*				1*	1*			2*	2*	1*			1*	3	3*					4		3	
<i>Calopteryx virgo</i>																					1*			
Lestidae																								
<i>Sympetma fusca</i>		3	1*	1*		6		6	5		25	5	5	1	2		2			6				
<i>Lestes sponsa</i>	7		3	3	3	19	5	7	26	10	4	26	24		91	40	99	46	48	9	13		8	4
<i>Lestes virens</i>			1*				2		1*				2*		28	1*		5	39		3			
<i>Lestes viridis</i>	1*	14	1				3	6	9	7		9	0**		70	11		13	10	17	21	3*	12	1*
Platycnemididae																								
<i>Platycnemis pennipes</i>	9	66	95	49	24	7	2*		1*	33	3*	8	2	64		9	12	1*	6	3*	2*		4	
Coenagrionidae																								
<i>Coenagrion puella</i>	7	104	8	8	78	4	182	39	28	16	3	13		7	48	18	1*	13	1*	9	7	41	31	
<i>Coenagrion pulchellum</i>							2		1*						2*		2	2*					1*	
<i>Erythromma najas</i>		10	2*		314	27	1	50	2*	11	45		3	10	3					1*				
<i>Erythromma viridulum</i>		103	15	11	1297	185	13	69	277	34	48	54	31	151	63					25		1*		
<i>Ischnura elegans</i>	8	39	35	64	17	70	18	74	40	78	139	53	28	30	32	2*	2*		20	52	4		7	
<i>Ischnura pumilio</i>												1*	6											
Aeshnidae																								
<i>Brachytron pratense</i>							2										1*	1*						
<i>Aeshna affinis</i>	4	1	4	1*	2*	8	5		1*	2		8	2		11	8	8	8	8	12	2	3	10	7
<i>Aeshna cyanea</i>																				1*	2*			
<i>Aeshna grandis</i>		1*																						
<i>Aeshna isosceles</i>		1*			4							1		3				1*						
<i>Aeshna mixta</i>	2*	1		1	1		1*		2	2	1*		1		1	1*	1*	1*	2				1*	
<i>Anax imperator</i>		2			9	4	2	1*		5	1*	3	1	3	2			2	1*	1*	1		2	
Corduliidae																								
<i>Cordulia aenea</i>					3			3		1*				1*									1*	
<i>Somatochlora metallica</i>		1*	1																	1*				
Libellulidae																								
<i>Libellula depressa</i>	21	3	2	10	6	3	1*	1*	7	8	3	1*	3	3	8		5			3	3	2*	1*	2*
<i>Libellula fulva</i>					4			2																
<i>Libellula quadrimaculata</i>		4			17		6	1*							1*					1*				
<i>Orthetrum albistylum</i>	3		2	15	16	8				3	3	6	12	11				1*						
<i>Orthetrum cancellatum</i>	9	12	3	11	84	9	2	12	4	10	11	5	5	19	4	2*								
<i>Crocothemis erythraea</i>					4			3			1*				2*									
<i>Sympetrum flaveolum</i>																				1*				
<i>Sympetrum fonscolombii</i>				1*																				
<i>Sympetrum meridionale</i>												1				1*		1*	1*					
<i>Sympetrum sanguineum</i>	22	5*	7	8	19	26	23	8	8	20	16	66	16	7	79	10	68	17	22	60	27	3	18	14
<i>Sympetrum striolatum</i>		3			4		7				1*									3	1*			
<i>Sympetrum vulgatum</i>	4			2*						1*	1*	2		1		1*		2*		7				

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Wissenschaftliche Mitteilungen Niederösterreichisches Landesmuseum](#)

Jahr/Year: 2011

Band/Volume: [22](#)

Autor(en)/Author(s): Staufer Martina, Schulze Christian H.

Artikel/Article: [Diversität und Struktur von Libellengemeinschaften an Augewässern in den March-Auen. 171-202](#)