



MASTERARBEIT / MASTER'S THESIS

Titel der Masterarbeit / Title of the Master's Thesis

Auswirkungen unterschiedlicher hydrologischer
Konnektivität und Habitatausstattung von March-
Seitenarmen (Niederösterreich) auf Artenreichtum und -
zusammensetzung von Libellengemeinschaften

verfasst von / submitted by
Irene Gianordoli BSc

angestrebter akademischer Grad / in partial fulfilment of the requirements for the degree of
Master of Science (MSc)

Wien, 2018 / Vienna 2018

Studienkennzahl lt. Studienblatt /
degree programme code as it appears on
the student record sheet:

A A 066 879

Studienrichtung lt. Studienblatt /
degree programme as it appears on
the student record sheet:

Masterstudium Naturschutz und
Biodiversitätsmanagement

Betreut von / Supervisor:

Ass.-Prof. Dipl.-Biol. Dr. Christian H. Schulze

Eidesstattliche Erklärung

Ich erkläre hiermit an Eides Statt, dass ich die vorliegende Arbeit selbständig und ohne Benutzung anderer als der angegebenen Hilfsmittel angefertigt habe.

Die aus fremden Quellen direkt oder indirekt übernommenen Gedanken sind als solche kenntlich gemacht.

Die Arbeit wurde bisher in gleicher oder ähnlicher Form keiner anderen Prüfungsbehörde vorgelegt und auch noch nicht veröffentlicht.

Danksagung

Die Erstellung der Masterarbeit nahm im vergangenen Jahr viel Zeit und Energie in Anspruch. Aufgrund dessen möchte ich an dieser Stelle allen Menschen aus meinem Umfeld, die mich in dieser Zeit unterstützten und begleiteten, meinen Dank aussprechen.

Vor allem danke ich dabei meinem Masterarbeitsbetreuer Herrn Ass.-Prof. Dipl.-Biol. Dr. Christian Schulze für die fachliche Betreuung der Masterarbeit und die Unterstützung auf dem Weg bis zur Fertigstellung der Arbeit.

Ein ganz besonderer Dank gilt Dr. Thomas Zuna-Kratky, der mir mit Rat und Tat während der Freilandarbeit zur Seite stand und für jedes Problem eine Lösung fand.

Überdies danke ich auch dem WWF für die finanzielle Unterstützung, ohne die diese Studie nicht zu Stande gekommen wäre.

Von ganzem Herzen danke ich meiner Familie, die mich bei allen Entscheidungen unterstützte und begleitete und mir mein Studium ermöglichte. Besonderer Dank gilt meiner Mutter, die bei all meinen Vorhaben hinter mir stand.

Außerdem möchte ich mich bei meinen FreundInnen und KommilitonInnen für die wundervolle Studienzeit bedanken, die mich persönlich prägte und bereicherte.

Einen großen Dank möchte ich auch allen anderen aussprechen, die hier nicht namentlich erwähnt wurden.

Zusammenfassung

Aufgrund der hydrologischen Dynamik beherbergen die Marchauen ein breites Spektrum unterschiedlicher Gewässer, die von einer Vielzahl an Libellen als Lebensraum angenommen werden. Durch die Wiederanbindung von Seitenarmen soll einer Verlandung dieser Gewässer entgegengewirkt werden. Welche Auswirkungen diese hydrologische „Revitalisierung“ der Nebenarme auf Libellenzönosen hat, soll im Rahmen dieser Studie untersucht werden. Daher wurde im Zeitraum von Mai bis September 2017 die Libellenfauna an fünf Seitenarmen der March, die unterschiedliche hydrologische Konnektivität und Habitatausstattung aufweisen und sich zwischen Angern und Schloßhof im Osten von Österreich befinden, untersucht. Je Seitenarm wurden dabei vier bis fünf Gewässerabschnitte mit einer Länge von 50 m untersucht. Zudem wurden als Referenz für ein stark durchströmtes Gewässer acht 50-m-Transekte am Marchufer beprobt. Um mögliche Zusammenhänge zwischen Artenreichtum, Artenzusammensetzung und dem Auftreten gefährdeter Arten mit der Habitatausstattung der untersuchten Gewässerabschnitte aufzuzeigen, wurden unterschiedliche Habitatvariablen aufgenommen: Gewässereigenschaften, (semi-) aquatische Vegetation und Ufervegetation.

Insgesamt wurden 33 Libellenarten mit 4.435 Individuen erhoben. In Abhängigkeit von hydrologischer Konnektivität und Habitatausstattung unterschieden sich die Libellenzönosen deutlich in Artenreichtum und Artenzusammensetzung zwischen den Seitenarmen. Lediglich das wieder an die March angebundene Gewässer zeigte hinsichtlich der Artenzusammensetzung Ähnlichkeiten mit dem Hauptstrom. Seitenarme, die während der Kartierungssaison nahezu durchgehend trocken lagen, zeigten die geringsten Artenzahlen. Die höchsten Artenzahlen wurden an besonnten, vegetationsreichen, stehenden Seitenarmen nachgewiesen. Umweltfaktoren wie aquatische Vegetation, Habitatdiversität oder Wasserführung der Nebenarme spielen folglich eine bedeutende Rolle für die Artenzusammensetzung und den Artenreichtum. Überdies beherbergt das Gebiet einen hohen Anteil an bedrohten Arten. Knapp die Hälfte der erhobenen Arten ist laut den herangezogenen Roten Listen als gefährdet kategorisiert. Allein das Gewässer mit den höchsten Individuen- und Artenzahlen stellt einen Lebensraum für ein Drittel der gefährdeten Arten im Gebiet dar.

Schlüsselwörter: Naturschutz, Libellen, Odonata, Artenreichtum, Artenzusammensetzung, Flussrestaurierung, Tieflandfluss, hydrologische Konnektivität

Abstract

Due to the hydrological dynamics, the Morava wetlands harbor a wide range of different waterbodies, which are thought to be the habitat of a variety of dragonflies. The reconnection of sidearms should counteract the siltation of these waterbodies. The impact of this hydrologic "revitalization" of the sidearms on dragonflies will be examined in this study. Therefore, in the period from May to September 2017, the dragonfly fauna was studied on five side arms of the Morava with different hydrological connectivity and habitat variation between Angern and Schloßhof in the east of Austria. For each sidearm four to five sections of shoreline with a length of 50 m were examined. In addition, eight 50 m transects on the shore of the Morava were sampled as a reference for flowing waters. Different habitat variables were recorded (water features, (semi-) aquatic vegetation, riparian vegetation) in order to show possible connections between species richness, species composition and the occurrence of endangered species with the habitat equipment of the investigated watercourse sections.

In total, 33 species of dragonflies were surveyed with 4,435 individuals. Species richness and species composition of the dragonfly colonies differed significantly between the side arms depending on hydrological connectivity and habitat variation. Only the re-connected sidearme showed similarity with the main stream in terms of species composition. Lateral arms, which were dry nearly during the season, showed the lowest species numbers. The highest numbers of species were detected on sidearms with rich vegetation, stagnant waterbodies and sunny areas. Environmental factors such as aquatic vegetation, habitat diversity or water conditions of the sidearms play a significant role in species composition and species richness. In addition, the area has a high proportion of endangered species, nearly half of the species collected are categorized as endangered according to the Red Lists considered. The sidearm with the highest numbers of individuals and species represents a habitat for one third of the endangered species in the area.

Key words: Conservation, dragonflies, Odonata, species richness, species composition, river restoration, lowland river, hydrological connectivity

Inhaltsverzeichnis

| | |
|------------------------------------|-----------|
| EINLEITUNG | 1 |
| MATERIAL UND METHODEN | 4 |
| UNTERSUCHUNGSGEBIET..... | 4 |
| LIBELLEN-ERFASSUNGSMETHODIK..... | 11 |
| HABITATPARAMETER..... | 12 |
| DATENANALYSE..... | 13 |
| GEFÄHRDUNG..... | 14 |
| ERGEBNIS | 15 |
| ALLGEMEINES..... | 15 |
| ARTENREICHTUM..... | 16 |
| ARTENZUSAMMENSETZUNG..... | 18 |
| GEFÄHRDUNG..... | 22 |
| DISKUSSION | 24 |
| ARTENREICHTUM..... | 24 |
| ARTENZUSAMMENSETZUNG..... | 25 |
| GEFÄHRDUNG..... | 28 |
| RENATURIERUNG..... | 29 |
| LITERATURVERZEICHNIS | 31 |
| ANHANG..... | 36 |

Einleitung

Libellen besiedeln eine große Vielfalt an Lebensräumen, wobei die ökologischen Ansprüche einzelner Arten vergleichsweise gut bekannt sind (Chovanec & Raab, 2002; Chovanec et al., 2012). Eine zentrale Rolle spielt stets das Vorhandensein von Gewässern, worin die larvale Entwicklung, die bei manchen Arten einige Jahre dauern kann, erfolgt. Angrenzende terrestrische Lebensräume können eine wichtige Bedeutung als Nahrungshabitate für Imagines darstellen (Dijkstra, 2014).

Artenreichtum und -zusammensetzung von Libellenzönosen werden durch verschiedene natürliche und menschliche Einflüsse geprägt. Dabei spielen vor allem Gewässertyp (stehendes Gewässer vs. Fließgewässer), Wasserführung (temporär vs. permanent), Wasserchemismus sowie Vorkommen und Struktur von Gewässervegetation eine wichtige Rolle. Diese vier Faktoren sind nicht getrennt voneinander zu sehen, sondern stehen in wechselseitiger Beziehung zueinander (Borcherding et al., 1994; Dijkstra, 2014). Wegen der unterschiedlichen Habitatansprüche von Libellenarten ist nur möglich durch eine Vielzahl unterschiedlicher Gewässertypen eine hohe regionale Diversität von Libellen zu erhalten. Insbesondere Augewässer liefern als dynamisches System einen weiten Gradienten an Habitaten, die als Lebensraum von Libellen angenommen werden können. Dabei weisen Libellen ihren höchsten Artenreichtum an Seitenarmen auf, die weder ständig mit dem Hauptstrom verbunden, noch völlig von diesem hydrologisch entkoppelt sind (Schneeweih, 2008). Die in dieser Studie untersuchten Marchauen beherbergen eine Vielfalt solcher Habitatgewässer: zeitweilig wasserführende Tümpel, mit dem Hauptstrom häufig bis nie in Verbindung stehende Nebenarme, gering bis stark verlandete Augewässer und schmale Rinnsale (Strohmaier & Egger, 2009). Wegen dieser Habitatvielfalt bietet dieses Gebiet Lebensraum für 49 Arten, wobei 14 davon naturschutzfachlich als prioritär eingestuft wurden und folglich ihr Schutz von nationaler bzw. niederösterreichweiter Bedeutung ist (Strohmaier & Egger, 2011). Das pannonische Klima begünstigt zusätzlich das Vorkommen von mediterranen Libellenarten, was einen weiteren Grund für den hohen Artenreichtum darstellt.

Im Allgemeinen kommt es in naturnahen Auen häufig zur Neubildung von permanenten oder kurzzeitig wasserführenden Seitenarmen. Da derartige Prozesse in Auen im letzten

Jahrhundert durch Regulierungsmaßnahmen in ihrer natürlichen Dynamik unterbunden wurden, kommt es zu einer fortschreitenden Verlandung von Seitenarmen (Chovanec et al., 2014; Zulka, 1999). Die enge Bindung vieler spezialisierter Libellenarten an hydrologisch dynamische Gewässer und ihre rasche Reaktion auf Umweltveränderungen führen zu einer kontinuierlichen Abnahme dieser Artenzahlen. Mit dem Ziel einer Rückführung in ihre ursprüngliche dynamische Gestalt und um einem Diversitätsabbau entgegenzuwirken, werden nun vermehrt Aulandschaften renaturiert. Werden nämlich wasserbauliche Maßnahmen getroffen, die das Vorkommen von Libellen fördern, begünstigt dies zusätzlich auch einen großen Teil anderer Organismen. Libellen werden zu den sogenannten „Schirmarten“ gezählt, die aufgrund ihres auffallenden Habitus oft bei der Implementierung von Naturschutzstrategien als Flaggschiffarten bei der Öffentlichkeitsarbeit eingesetzt werden (Samways, 2008).

Am Beispiel der Libellenfauna wurde in der vorliegenden Studie die naturschutzfachliche Bedeutung von Seitenarmen der March mit unterschiedlicher hydrologischer Konnektivität und Habitatausstattung untersucht. Insbesondere sollten dabei folgende Fragen untersucht werden:

(1.) Welchen Einfluss haben Unterschiede der hydrologischen Konnektivität und Habitatausstattung verschiedener Marchseitenarme auf den Artenreichtum von Libellenzönosen?

Da Libellenarten vielfältige Habitatansprüche aufweisen, ist für einen hohen Artenreichtum ein breites Spektrum an Lebensräumen erforderlich (Sternberg & Buchwald, 1999, 2000). Prinzipiell ist in den permanent wasserführenden, hydrologisch dynamischeren Seitenarmen ein höherer Artenreichtum zu erwarten als in den meist trockenliegenden, nur gelegentlich wasserführenden Seitenarmen (Schneeweih, 2008). An solchen Extremstandorten sind seltene Habitatspezialisten wie die Südliche Binsenjungfer (*Lestes barbarus*), oder, als Pionierart, die Kleine Pechlibelle (*Ischnura pumilio*) zu erwarten (Chovanec & Spira, 2016; Bloch, et al., 2010).

(2.) In welchem Ausmaß unterscheidet sich die Artenzusammensetzung von Libellenzönosen zwischen verschiedenen Seitenarmen und einzelnen Abschnitten dieser?

Zu erwarten ist, dass sich jeweils stehende Gewässer und meist trocken liegende Seitenarme in ihrer Artenzusammensetzung ähneln. Im Rahmen von

Renaturierungsmaßnahmen an die March angebundene Nebenarme sollten hingegen mit vermehrt auftretenden rheophilen Arten eine Zönose aufweisen, die eher der Situation am Hauptstrom March ähnelt (Raab, 2016; Chovanec, 2012). Aufgrund gewässermorphologischer Unterschiede zwischen Ein- und Ausmündung der Seitenarme sowie den zentralen Bereichen dieser, ist jedoch auch kleinräumig mit mehr oder weniger distinkten Artenspektren zu rechnen (Raab et al., 2007).

(3.) Inwieweit unterscheidet sich der naturschutzfachliche Wert der Libellenzönosen der verschiedenen Seitenarme und des Hauptgewässers unter Berücksichtigung der Roten Listen für Niederösterreich und Österreich?

Im Allgemeinen gelten die Marchauen wegen ihrer natürlichen Dynamik und Habitatvielfalt als Lebensraum für einen hohen Anteil an gefährdeten Libellenarten (Schultz, 2005; Strohmaier & Egger, 2009). Laut Staufer & Schulze (2011) steigt die Anzahl gefährdeter Arten bei Zunahme der Artenanzahl, wonach zu erwarten ist, dass an Seitenarmen mit höherer Diversität mehr bedrohte Arten anzutreffen sind. Andererseits weisen gefährdete Arten häufig spezielle Habitatansprüche auf, weshalb auch Extremstandorte, wie beispielsweise die meist trocken liegenden Seitenarme, bedrohte Arten beherbergen sollten.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet liegt an der March, dem Grenzfluss zwischen Österreich und der Slowakei. Dieser entspringt im Sudetengebirge und mündet nach 344 km vor Hainburg in die Donau. (Fink, 1999) Das trübe, braun gefärbte Gewässer ist einer der wenigen Tieflandflüsse in Österreich und verläuft – geprägt vom pannonischen Klima – durch eine der trockensten und wärmsten Regionen Österreichs (Zulka & Lazowski, 1999; Weigand & Wintersberger, 1999). Durch die Schneeschmelze kommt es zu einem regelmäßigen Frühjahrshochwasser, das nur langsam abschwilt. In den Sommermonaten folgen spontane, rasch abklingende Hochwasserereignisse durch den Rückstau der Donau, die von der Schneeschmelze in den Alpen geprägt sind. Die Marchauen stellen demnach eine hoch dynamische Flusslandschaft dar (Farasin et al. 1990; Zulka & Lazowski, 1999).

Aufgrund des hohen naturschutzfachlichen Wertes dieses Feuchtgebietes wurden schon, bevor die Marchauen 1983 als Ramsar-Schutzgebiet von internationaler Bedeutung anerkannt wurden, große Flächen als Naturschutzgebiet ausgewiesen (Kaplan et al., 1999). Des Weiteren gehören die Marchauen zum „Grünen Band“ Europas, sind Teil des Europaschutzgebietes „March-Thaya-Auen“, des Naturschutzgebietes „Untere Marchauen“ und des Landschaftsschutzgebietes „Donau-March-Thaya-Auen“ (Schultz, 2005).

Die Marchauen wurden jedoch durch Regulierungs- und landwirtschaftliche Intensivierungsmaßnahmen im letzten Jahrhundert in ihrem Erscheinungsbild nachhaltig verändert. Mit dem Ziel ein Gewässer mit einheitlichem Flussbett und gleichmäßiger Breite als Grenzfluss zwischen Österreich und der Slowakei zu schaffen, wurde der Flusslauf durch Durchstechen von Mäanderschlingen, Abtrennung einiger Seitenarme vom Hauptstrom und durch Uferverbauungen um ca. 14 km verkürzt (Zulka, 1999). Zusätzlich wurden Wiesen und Weiden des Umlandes in Äcker umgewandelt und unzählige Flächen drainagiert, was die Grundlage für eine intensive landwirtschaftliche Nutzung darstellte (Chovanec et al., 2012; Steiner & Egger, 2013). Ein weiterer Grund jener Maßnahmen war der Versuch, Auswirkungen von Hochwasserereignissen auf die umliegenden Ortschaften zu unterbinden, wobei allerdings durch die erhöhte

Strömungsgeschwindigkeit des Abflusses aufgrund der Begradigung des Flusses die Situation zum Teil verschlimmert wurde (Chovanec et al., 2012). Weitere Auswirkungen waren eine Tendenz zur Eintiefung des Gewässers, eine verringerte hydrologische Dynamik der angrenzenden Auenlandschaft, sowie eine Isolierung und darauffolgende Verlandung der Seitenarme, als auch die Verhinderung der Bildung von neuen Nebenarmen (Chovanec et al., 2014; Zulka, 1999). Für eine nachhaltige Nutzung ist eine regelmäßige Überflutung des Gebietes jedoch notwendig, da umliegende Lebensräume auf den Nährstoffeintrag durch die Überflutungen angewiesen sind (Zulka, 1999). Durch die Unterbindung der Flusssdynamik als natürlicher Gestaltungsfaktor wurden naturnahe Aulandschaften mit verschiedenen Gewässertypen eine Seltenheit im heutigen Landschaftsbild (Borcherding et al., 1994).

Eine der größten Aufgaben im österreichischen Gewässerschutz ist die Verbesserung des ökologischen Zustandes von Fließgewässern, der durch Regulierungen oder Unterbrechungen der Fließstrecke, wie beispielsweise durch Kraftwerke oder antropogene Wasserentnahme oder Gewässeraufstau, beeinträchtigt wurde (Chovanec et al., 2012). So fand bereits 1995–1998 ein erstes Life-Projekt zur Renaturierung der March-Thaya-Auen statt. Dabei wurde das Hauptaugenmerk auf die Schaffung einer nachhaltigen und ökologischen Landnutzung gelegt. Daran anschließend folgte ein weiteres Life-Projekt, welches gezielt auf die Renaturierung der Flusslandschaft abzielte (Schultz, 2005). In den vergangenen Jahren startete erneut ein Life-Projekt („Renaturierung Untere March-Auen“) mit einer Laufzeit von 2011–2017. Indem dabei der Unterlauf der March von Angern bis zur Mündung der March in die Donau wieder in eine ursprüngliche dynamische Flusslandschaft zurückgeführt werden sollte, verfolgte dieses Projekt das Ziel, Lebensräume nicht nur für Libellenarten, sondern auch für andere gefährdete Tier- und Pflanzenarten zu schaffen (Via Donau, 2015).

Mittels Renaturierung von verlandeten Gewässern und deren langfristiger Betreuung können unter anderem Libellenarten, die in Restlebensräume zurückgedrängt wurden, in ihrer Ausbreitung gefördert werden (Chovanec & Raab, 2002).

Im Zuge dieser Studie wurde die Libellenfauna von fünf Seitenarmen der March auf der österreichischen Seite der Marchauen zwischen Angern und Schloßhof untersucht. Es handelte sich dabei um den Altarm Angern, den Äußeren Wolfsinselarm, den Alten Zipf, sowie den Inneren und den Äußeren Lußarm (Abbildung 1).

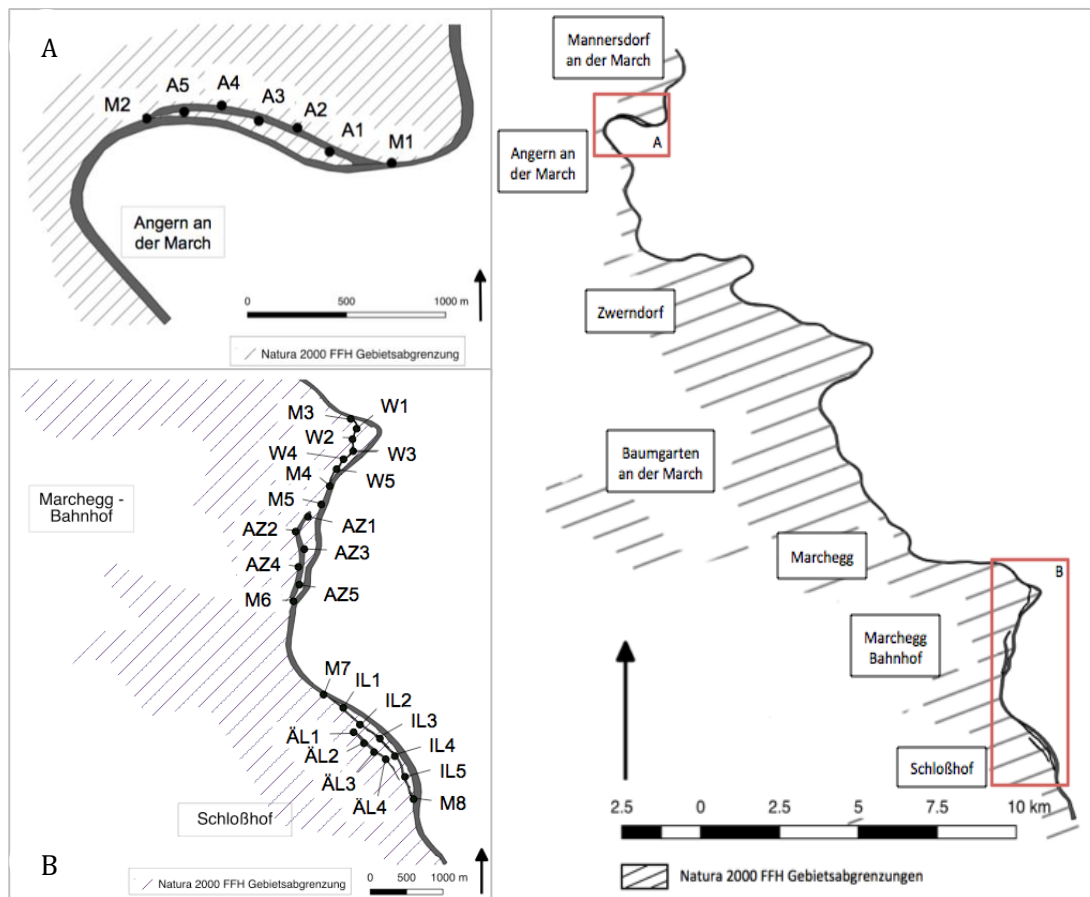


Abbildung 1: Untersuchungsgebiet mit Standorten der 32 Transekte. Der grau linierte Bereich grenzt das Natura 2000 Gebiet ab (Land Niederösterreich, 2017). Abkürzungen der untersuchten Seitenarme und des Hauptgewässers: A = Altarm Angern, W = Äußerer Wolfsinselarm, AZ = Alter Zipf, IL = Innerer Lußarm, ÄL = Äußerer Lußarm, M = March;

Mit Ausnahme des Äußeren Lußarms wurden Libellen an jedem der Seitenarme an fünf gleichmäßig verteilten, möglichst homogenen, 50 m langen Uferstrecken erfasst. Entlang des Äußeren Lußarms konnten wegen seiner geringen Länge nur vier 50-m-Untersuchungsstrecken ausgewählt werden. An jedem beprobten Seitenarm wurde jeweils ein Transekt am Mündungseingang und einer am Mündungsausgang in die March angelegt. Die restlichen Transekte verteilten sich regelmäßig entlang des Seitenarms. In Summe wurde die Libellenfauna an 32 Uferabschnitten erhoben. Die Auswahl der Transekte erfolgte zwar im Vorfeld mittels QGIS, um jedoch einen möglichst homogenen Untersuchungsabschnitt zu erhalten, wurde vorerst die Zugänglichkeit im Freiland berücksichtigt und danach die Position einzelner Transekte

leicht verschoben. Die genauen Standorte der 32 Transekte sind in der Abbildung 1 ersichtlich.



Abbildung 2: Altarm Angern beim zweiten Erhebungsdurchgang im Juni 2017.

Der untersuchte **Altarm Angern**, beim Flusskilometerabschnitt 33-32, mit einer Länge von 1,2 km, ist ein fließendes Gewässer, das durch den heißen und trockenen Sommer 2017 bei den letzten beiden Kartierungsdurchgängen an der Einmündung trocken fiel. Der untere Bereich war stets in Verbindung zum Hauptgewässer. Das dynamische Ufer des Altarms Angern war von Neophyten geprägt, wobei die Marchaster (*Symphotrichum lanceolatum*) die dominierende Art darstellte. Zusätzliche uferbegleitende Arten waren die Spitzklette (*Xanthium saccharatum* agg.), der Schwarzfrüchtige Zweizahn (*Bidens frondosa*) und der Ampfer-Knöterich (*Persicaria*

lapathifoli). Da der Altarm im unteren Bereich gegen Ende der Kartierung stehendes Gewässer aufwies, siedelte sich dort das Schwimmende Laichkraut (*Potamogeton natans*) an. Ansonsten war der Altarm Angern frei von Tauch- oder Schwimmblattvegetation. Des Weiteren begleitet ein beidseitiger Gehölzstreifen aus Weiden (*Salix*), Eschen (*Fraxinus*) und Ulmen (*Ulmus*) den Seitenarm. Die offenen und besonnten Sand- und Kiesufer dieses Fließgewässers bieten einen Lebensraum für rheophile Libellenarten.

Der einst vollständig vom Hauptstrom abgetrennte Marchaltarm Angern wurde bereits im Herbst 2015 durch Entfernung der Ufersicherung im Einströmbereich und Aushub des verfüllten Gerinnes wieder an die March angebunden (Via Donau, 2015).



Abbildung 3: Nahezu trocken liegender Altarm Angern während des letzten Kartierungsdurchgangs, September 2017.

Der **Äußere Wolfsinselarm**, zwischen den Flusskilometern 10 und 11 gelegen, weist eine Länge von ca. einem Kilometer auf. Dieser Seitenarm steht nicht in direkter Verbindung zur March und liegt das Jahr über trocken. Lediglich bei Hochwasser, welches kurz vor dem letzten Durchgang im September eintrat, war dieser Nebenarm in den tiefer liegenden Bereichen teilweise wasserführend. Häufige Uferpflanzen entlang dieses Seitenarms sind die Marchaster (*Symphyotrichum lanceolatum*), die Brennnessel (*Urtica dioica*), die Kratzbeere (*Rubus caesius*) und die Zaunwinde (*Calystegia sepium*). Die Struktur entlang dieses Seitenarms ist sehr variabel, so liegen manche Teile in einer Weichholzau, andere wiederum auf einer offenen Wiese. In den Wintermonaten 2017/18 erfolgte die Wiederanbindung des Wolfsinselarms.



Abbildung 4: Vergleich des Transektes W3 trockenliegend (Juni, 2017) und wasserführend während des letzten Kartierungsdurchgangs, September 2017.



Abbildung 5: Weichholzau und Brennnesselflur im Transekt W4 beim zweiten Kartierungsdurchgang, Juni 2017.

Der **Alte Zipf**, bei Flusskilometerabschnitt 8, ist ein stehendes Gewässer mit geringer Sichttiefe und hohem Nährstoffgehalt. Dieses eutrophe Gewässer weist einen tiefen Wasserkörper mit einer ausgedehnten Wasserfläche auf. Am flussabwärts gelegenen Ende des Alten Zipfs gibt es eine offene Verbindung zum Hauptstrom. Die verminderte Flussdynamik am flussaufwärts gelegenen Ende führt zu einer Verlandungstendenz (Weigand & Wintersberger, 1999). Das Ufer wird unter anderem von reichen Beständen an Neophyten begleitet. Neben der dominierenden Marchaster (*Symphyotrichum lanceolatum*) kommen die Spitzklette (*Xanthium saccharatum* agg.) und die Goldrute

(*Solidago sp.*) im Uferbegleitsaum vor. Weitere häufige Arten der Krautschicht sind die Brennessel (*Urtica dioica*), der Blutweiderich (*Lythrum anceps*), die Zaunwinde (*Calystegia sepium*) und die Kratzbeere (*Rubus caesius*). Zusätzlich wird dieser Seitenarm von einem Gehölzstreifen aus Weide (*Salix*), Esche (*Fraxinus*) und Ulme (*Ulmus*) begleitet. Dieser Altarm ist mit einer hohen Dichte an Schwimmblattvegetation übersät. Die Leitarten sind hierbei die Gelbe Teichrose (*Nuphar lutea*), die Wassernuss (*Trapa natans*) und die Wasserlinse (*Lemna sp.*). Die Hauptart der Tauchblattvegetation ist das Raue Hornblatt (*Ceratophyllum demersum*). Charakteristisch für ein solches Gewässer ist die *Erythromma - Anax imperator* - Lebensgemeinschaft (Weigand & Wintersberger, 1999). In den Wintermonaten 2017/18 wurde durch Öffnung des Ein- und Ausflussbereiches der Alte Zipf wieder vollständig an die March angebunden (Via Donau, 2015).



Abbildung 6: Alter Zipf beim letzten Kartierungsdurchgang mit Hochwasser, September 2017.

Der **Innere Lußarm**, im Flusskilometerabschnitt 7–5 gelegen, ist mit einer Länge von 1,8 km der längste untersuchte Nebenarm der March. Dieser Nebenarm ist ein astatisches Gewässer, welches über das Jahr hinweg nicht wasserführend ist, jedoch bei Hochwasser kurzzeitige wasserführende Tümpel in früheren Flutmulden aufweist (Weigand & Wintersberger, 1999). So kam es nur zur Vernässung und Überflutung von tiefer gelegten Senken in der Endphase der Kartierung. Die Krautschicht wird dominiert von der Brennessel (*Urtica dioica*). Weitere häufige Pflanzen sind die Marchaster (*Symphotrichum lanceolatum*), die Zaunwinde (*Calystegia sepium*), die Spitzklette

(*Xanthium saccharatum* agg.) und die Kratzbeere (*Rubus caesius*). Den Inneren Lußarm durchzieht eine Weichholzaue, die sich vor allem aus Weide (*Salix*) und Esche (*Fraxinus*) zusammensetzt. Des Weiteren dehnen sich in diesem Gebiet große Schilfflächen vor.



Abbildung 7: Trocken liegender Innerer Lußarm, Mai 2017.

Ebenso wie die vorherigen zwei Nebenarme wurde auch der Innere Lußarm in den Wintermonaten 2017/18

durch Baggerarbeiten wieder durchgängig gemacht und an den Hauptstrom angebunden.

Der **Äußere Lußarm** ähnelt in der Morphologie sehr stark dem Alten Zipf, denn auch dieser ist ein stehendes Gewässer mit permanentem Wasserkörper. Es besteht wiederum eine direkte Verbindung im unteren Bereich zur March, weshalb eine rasche Flutung beim Anschwellen der March erfolgt. Die Ufervegetation setzt sich vor allem aus Marchaster (*Symphotrichum lanceolatum*), Brennnessel (*Urtica dioica*), Blutweiderich (*Lythrum anceps*) und Kratzbeere (*Rubus caesius*) zusammen. Die breite Wasserfläche ist von der Gelben Teichrose (*Nuphar lutea*) und dem Wasserknöterich (*Persicaria amphibia*) bedeckt. Weide (*Salix*) und Ulme (*Ulmus*) begleiten das orographisch rechte Ufer des Gewässers, wobei eine Wiese direkt angrenzt. Das orographisch linke Ufer ist mit einem dichten Schilfband bewachsen.



Abbildung 8: Äußerer Lußarm bei Hochwasser, August 2017.

Die **March** ist ein naturnaher Tieflandfluss mit geringer Strömungsgeschwindigkeit, wobei sich die Untersuchungsflächen stets auf der orographisch rechten Seite des Gewässers befanden. Die Ufervegetation setzt sich vorwiegend aus Neophyten zusammen, wobei die Marchaster (*Symphyotrichum lanceolatum*) dominiert. Ebenso die Spitzklette (*Xanthium saccharatum* agg.), der Schwarzfrüchtige Zweizahn (*Bidens frondosa*) und der Ampfer-Knöterich (*Persicaria lapathifoli*) sind an den steilen, meist mit Steinen befestigten Ufern zahlreich anzutreffen. An strömungsberuhigten und flachen Bereichen des Ufers sind vereinzelt kleinere Bestände des



Abbildung 9: Marchabschnitt in der Nähe des Mündungseinstromes des Äußeren Wolfsinselarms, Juli 2017.

Schwimmende Laichkraut (*Potamogeton natans*) vorzufinden. Ein Gehölzstreifen aus Weiden (*Salix*), Eschen (*Fraxinus*) und Ulmen (*Ulmus*) begleitet das Ufer der March.

Libellen-Erfassungsmethodik

Die Erhebung der Libellenzönosen erfolgte im Zeitraum von Mai bis September, verteilt auf fünf Durchgänge, da einzelne Libellenarten unterschiedliche Flugzeiten aufweisen und daher das repräsentative Artenspektrum des Untersuchungsgebietes nur durch Begehungen zu unterschiedlichen Jahreszeiten annähernd komplett erfasst werden kann (Schmidt, 1985; Chovanec et al., 2014; Chovanec & Spira, 2016). Dabei wurde jeder 50-m-Uferabschnitt in den folgenden Zeiträumen jeweils einmal begangen:

1. Durchgang: 22.05.–05.06.2017
2. Durchgang: 18.06.–27.06.2017
3. Durchgang: 14.07.–19.07.2017
4. Durchgang: 07.08.–15.08.2017
5. Durchgang: 04.09.–11.09.2017

Die Kartierungsmethodik dieser Arbeit folgt den Empfehlungen für die Erfassung von Libellengemeinschaften von Schmidt (1984, 1985) und Chovanec (1999). Die Aufnahmen fanden stets an sonnigen und windstillen Tagen zwischen 10:00 und 17:00 MESZ statt, wobei jeder Transekt 30-60 Minuten abgegangen wurde.

Da manche Arten eine tageszeitliche Flugpräferenz aufweisen wurde die Reihenfolge der Transekte bei jedem Durchgang abgeändert. Ferner lag der Fokus der Aufnahme auf der Erhebung der Imagines, welche vor allem mit Hilfe eines Fernglases (8,5 x 21) bestimmt wurden. Für die Bestimmung ausdauernder Flieger wie Edel- und Falkenlibellen wurde zusätzlich zur Sichtbeobachtung noch ein Fotobeleg gefertigt. Sich ähnelnde Arten wurden mittels Kescher (40 cm Durchmesser; Stablänge 1,20 m; grünes Tüll; Bellmann, 2013) gefangen und mit einer Lupe (Vergrößerung: 10x) bestimmt. Gekescherte Tiere wurden unmittelbar nach der Bestimmung vor Ort wieder ausgelassen. Zusätzlich wurden bestimmte Verhaltensweisen wie Paarung, Eiablage, Schlupfbeobachtungen oder allfällige Besonderheiten im Aufnahmeprotokoll festgehalten. Exuvien wurden nicht gezielt gesucht, jedoch wurden Zufallsfunde bestimmt und notiert. Die Bestimmung im Freiland erfolgte mit Hilfe der Bestimmungsschlüssel von Bellmann (2013) und Lehmann & Hendrik (2015). Zusätzlich wurden für die Bestimmung von Imagines, Larven und Exuvien, Angaben zu Verbreitung und Ökologie der einzelnen Arten Werke von Sternberg & Buchwald (1999, 2000) Dijkstra (2014), Müller & Bährmann (2015) und Askew (2004) herangezogen.

Habitatparameter

Um die Untersuchungsflächen zu beschreiben, wurden folgende Habitatparameter im Freiland dokumentiert:

1. Wassertemperatur
2. Wasserführend/nicht wasserführend
3. Fließendes/stehendes Gewässer
4. Submerse Vegetation
5. Emerse Vegetation
6. Röhricht in der Ufervegetation
7. Großseggen am Ufer
8. Krautschicht der Ufervegetation

Die Wassertemperatur wurde an jedem Transekt stets zu Beginn der Aufnahme mittels Thermometer ca. einem Meter vom Ufer entfernt gemessen. Die erhobenen Parameter 2–9 wurden im Anschluss für weitere Berechnungen gewichtet. Der Parameter der Wasserführung konnte Werte zwischen 0–5 annehmen (0 – nie wasserführend, 1 – während einer Begehung wasserführend, 2 – während zwei Begehungen wasserführend etc.) Die Parameter 4–8 wurden bei jeder der fünf Begehungen aufgenommen und jeweils

wie folgt gewichtet: nicht vorhanden = 0; geringe Dichte = 1; hohe Dichte = 2; sehr hohe Dichte = 3. Demgemäß konnte die Summe der jeweils für diese Parameter vergebenen Werte 0–15 erreichen. Mit Hilfe dieser Daten wurde ein Habitat-Diversitäts-Index berechnet. Dazu wurden die Summen der Werte aller Habitatparameter addiert. Der Gesamtwert konnte somit zwischen 0 und 75 liegen.

Datenanalyse

Artenreichtum

Mit Hilfe eines verallgemeinerten linearen Modells (VLM) mit Poisson-Verteilung und log-Link-Funktion wurde getestet, ob die aus der Faktorenanalyse resultierenden Hauptkomponenten der Habitatparameter in Beziehung zum Artenreichtum der Transekte stehen. Der Artenreichtum wurde dabei durch die Summe der pro Transekt nachgewiesenen Arten quantifiziert. Bei der Berechnung des VLM wurden die Seitenarme als Zufallsfaktor verwendet.

Artenzusammensetzung

Ähnlichkeiten der Artengemeinschaften zwischen den untersuchten Uferabschnitten wurden mittels Bray-Curtis-Index quantifiziert. Für die Abundanzmatrix wurde die Summe aller Individuen von allen Durchgängen herangezogen und diese wurden vor der Berechnung quadratwurzel-transformiert, wodurch die Bedeutung häufiger Arten für den Index-Wert reduziert und seltenen Arten ein höheres Gewicht beigemessen wurde. Mittels einer zweifaktoriellen ANOSIM (maximale Anzahl an Permutationen = 999) wurden auf Unterschiede der Artenzusammensetzung zwischen Altarmen und der Lage der Transekte im Altarm getestet. Der Test basiert auf dem Vergleich von Distanzen zwischen Gruppen mit Abständen innerhalb von Gruppen (Clarke, 1993).

Mit einer Spearman-Matrix-Rangkorrelation wurde auf Korrelationen zwischen den Habitatvariablen der Transekte zueinander getestet. Durch eine nichtmetrische, multidimensionale Skalierung (NMDS) wurden Beziehungen der Bray-Curtis-Ähnlichkeiten der Artengemeinschaften zwischen den Standorten in einer zweidimensionalen Ordination visualisiert. Ein assoziierter *stress*-Wert unter 0,20 wurde als Maß für eine ausreichende Abbildungsgüte der Ähnlichkeitsbeziehungen interpretiert (Clarke, 1993). Resultierende Werte für die Dimensionen 1 und 2 der NMDS-Ordination wurden herangezogen, um mittels Korrelationen auf Zusammenhänge zwischen Veränderungen der Artenzusammensetzung und den Habitatparametern zu testen. Alle Analysen (Bray-Curtis-Ähnlichkeiten, ANOSIM, Spearman-Matrix-

Rangkorrelationen und NMDS-Ordination) wurden mit dem Programm Past3 berechnet (Hammer et al., 2001).

Um die Anzahl der erhobenen, teilweise nicht unabhängigen Habitatparameter zu reduzieren, wurde eine Faktorenanalyse durchgeführt. Anzumerken ist, dass die Wassertemperatur hierbei nicht berücksichtigt wurde, da einige Untersuchungsflächen nie wasserführend waren und somit keine verwendbaren Werte vorlagen. Die Hauptkomponentenanalyse wurde mittels IBM SPSS Statistics berechnet.

Mit Hilfe von partiellen Manteltests wurde die Bray-Curtis-Ähnlichkeitsmatrix der Libellenzönosen der Transekte mit Distanzmatrizen (Euklidische Distanzen) für die Faktoren 1 und 2 der Hauptkomponentenanalyse für die Habitatvariablen sowie einer Bray-Curtis-Ähnlichkeitsmatrix der Habitatausstattung in Verbindung gesetzt, unter Berücksichtigung der räumlichen Distanzen der Transekte, um mögliche räumliche Autokorrelation zu korrigieren. Die Berechnung der partiellen Manteltests erfolgte wiederum mit Past3 (Hammer et al., 2001). Die Distanzmatrix für die Entfernungen zwischen Transekten wurde mittels QGIS berechnet, die weiteren Matrizen mit Past3 (Hammer et al., 2001).

Gefährdung

Für den Gefährdungsstatus der ermittelten Arten im Untersuchungsgebiet wurde die Rote Liste der Libellen von Niederösterreich von Raab & Chwala (1997) herangezogen. Außerdem wurde eine neuere Kategorisierung der Gefährdungskategorien der Libellenfauna Österreichs von Raab, Chovanec & Pennerstorfer (2007) verwendet. In den Ergebnissen und der Diskussion werden Arten allgemein als „gefährdet“ bezeichnet, die in der Roten Liste von Österreich als „gefährdet“ (VU), „stark gefährdet“ (EN) oder „vom Aussterben bedroht“ (CR) eingestuft werden (Chovanec et al., 2012). Anzumerken ist das Vorkommen der Südlichen Heidelibelle (*Sympetrum meridionale*), die in der Roten Liste von Niederösterreich mit der Kategorie 0, also „ausgestorben oder verschollen“, eingestuft wurde. Da diese im Untersuchungsgebiet beobachtet wurde und bereits in vorherigen Studien nachgewiesen werden konnte, wird diese Art in dieser Arbeit in der Kategorie 1 (vom Aussterben bedroht) geführt (Raab, Chovanec, & Pennerstorfer, 2007; Bloch, et al., 2010; Staufer & Schulze, 2011). Zusätzlich wurde überprüft, ob erhobene Arten auch in den Anhängen der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie der Europäischen Union gelistet sind (R. d. EU, 1992).

Ergebnis

Allgemeines

Im Zuge dieser Studie wurden 4.435 Individuen von insgesamt 33 Arten erhoben. Dabei zählen 3.366 Individuen mit 12 Arten zu den Kleinlibellen (Zygoptera) und 1.069 Nachweise mit 21 Arten zu den Großlibellen (Anisoptera). Die genaue Verteilung der Arten- und Individuenanzahlen von Groß- und Kleinlibellen auf die jeweiligen Seitenarme und auf das Hauptgewässer ist in der Abbildung 10 ersichtlich.

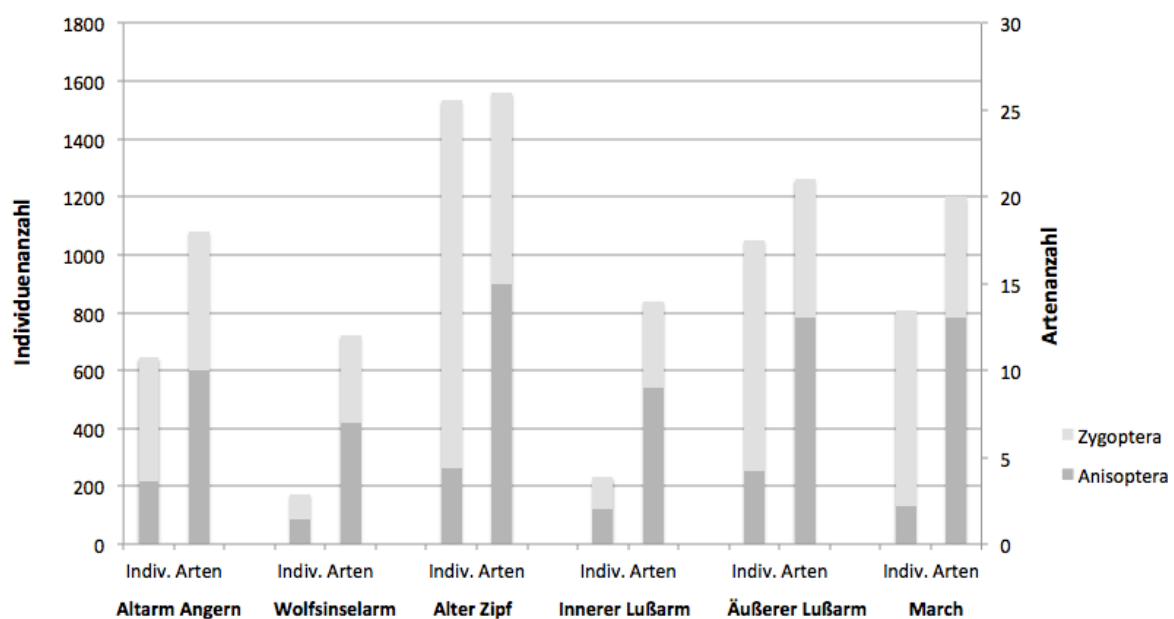


Abbildung 10: Anzahl der Libellenarten und Individuendichte der fünf Seitenarme und der March unterteilt in Kleinlibellen (Zygoptera) und Großlibellen (Anisoptera). Pro Gewässer bezieht sich jeweils der linke Balken auf die Individuenanzahl und der rechte Balken auf die Artenanzahl.

Die am weitesten verbreiteten Kleinlibellenarten waren die Federlibelle (*Platycnemis pennipes*; 13,8 % aller gezählten Libellen; Vorkommen an 31 von 32 Transekten) und die Große Pechlibelle (*Ischnura elegans*; 13,2 %; Vorkommen an 29 Transekten). In Bezug auf die Individuenzahl waren hingegen das Kleine Granatauge (*Erythromma viridulum*; 20,5%; Vorkommen an 14 Transekten) und das Große Granatauge (*Erythromma najas*; 14,5%; Vorkommen an 14 Transekten) auf den vorderen Rängen, wobei anzumerken ist, dass diese Arten stets in sehr hoher Dichte konzentriert, an bestimmten Transekten vorkamen. Die beiden seltensten Kleinlibellenarten im Untersuchungsgebiet waren die

Kleine Pechlibelle (*Ischnura pumilio*) und die Südliche Binsenjungfer (*Lestes barbarus*) mit jeweils nur zwei bzw. einem beobachteten Individuum.

Bei den Großlibellen waren der Östliche Blaupfeil (*Orthetrum albistylum*; 6,9%) und die Blutrote Heidelibelle (*Sympetrum sanguineum*; 4,9%) die beiden häufigsten Arten. Die Frühe Heidelibelle (*Sympetrum fonscolombii*) und die Sumpf-Heidelibelle (*Sympetrum depressiusculum*) wurden mit jeweils zwei Individuen nachgewiesen. Mit nur jeweils einem erhobenen Individuum waren der Spitzenfleck (*Libellula fulva*) und die Glänzende Smaragdlibelle (*Somatochlora metallica*) waren die seltensten Arten unter den Großlibellen im Gebiet.

Artenreichtum

Die Tabelle 1 zeigt, dass alle drei Hauptkomponenten der Faktorenanalyse der Habitatparameter einen signifikanten Effekt auf den Artenreichtum der Libellen im Untersuchungsgebiet haben. Dementsprechend besteht ein deutlicher Zusammenhang zwischen der Gewässervegetation der Hauptkomponente 1, der wasserführenden Tage der Hauptkomponente 2 und der Ufervegetation der Hauptkomponente 3 mit dem Artenreichtum.

Tabelle 1: Der Parameterschätzer veranschaulicht den signifikanten Zusammenhang zwischen den drei Hauptkomponenten der Faktorenanalyse der Habitatparameter und dem Artenreichtum der Libellen. Die abhängige Variable des Parameterschätzers ist die Artenzahl pro Transekt, als Prädiktoren wurden die drei Hauptkomponenten der Faktorenanalyse herangezogen.

| Parameter | Regressions- koeffizientB | Standard Fehler | 95% Wald- Konfidenzintervall | | Hypothesentest | | |
|-------------------|------------------------------|--------------------|---------------------------------|----------------|----------------------|----|--------|
| | | | Unterer Wert | Oberer Wert | Wald-Chi- Quadrat | df | Sig. |
| (Konstanter Term) | 10,875 | 0,4491 | 9,995 | 11,755 | 586,484 | 1 | <0,001 |
| Hauptkomponente 1 | 3,860 | 0,4562 | 2,966 | 4,754 | 71,584 | 1 | <0,001 |
| Hauptkomponente 2 | 1,644 | 0,4562 | 0,749 | 2,538 | 12,977 | 1 | <0,001 |
| Hauptkomponente 3 | -1,037 | 0,4562 | -1,931 | -0,143 | 5,169 | 1 | 0,023 |
| (Skala) | 6,453 _a | 1,6132 | 3,953 | 10,533 | | | |

Abhängige Variable: Arten

Modell: (Konstanter Term), Hauptkomponente 1, Hauptkomponente 2, Hauptkomponente 3

a. Maximum-Likelihood-Schätzer.

Im Zuge der Berechnung des verallgemeinerten linearen Modells wurde der Einfluss der ersten drei Faktoren der Hauptkomponentenanalyse der Habitatvariablen auf den Artenreichtum der Transekte getestet. In der Abbildung 11 wird veranschaulicht, dass mit steigender Habitatdiversität und aquatischer Vegetation (=Hauptkomponente 1) der Artenreichtum in den Untersuchungsflächen stetig zunimmt.

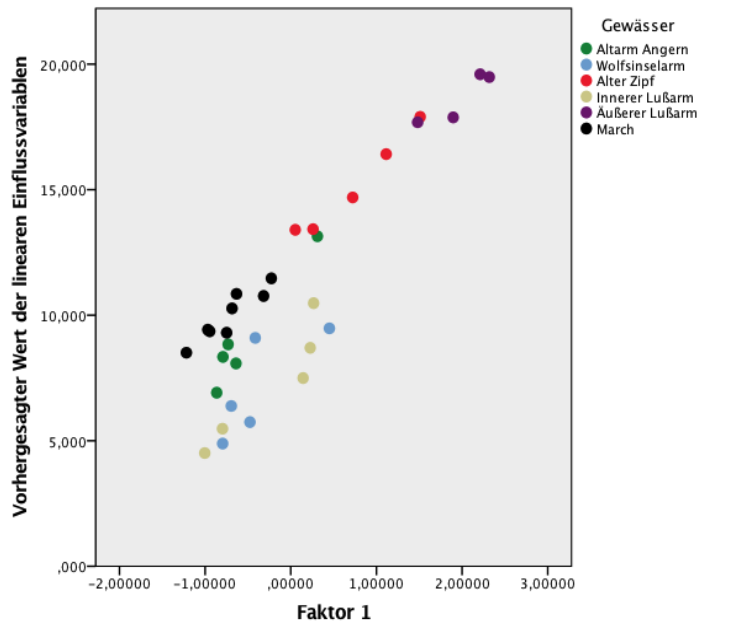
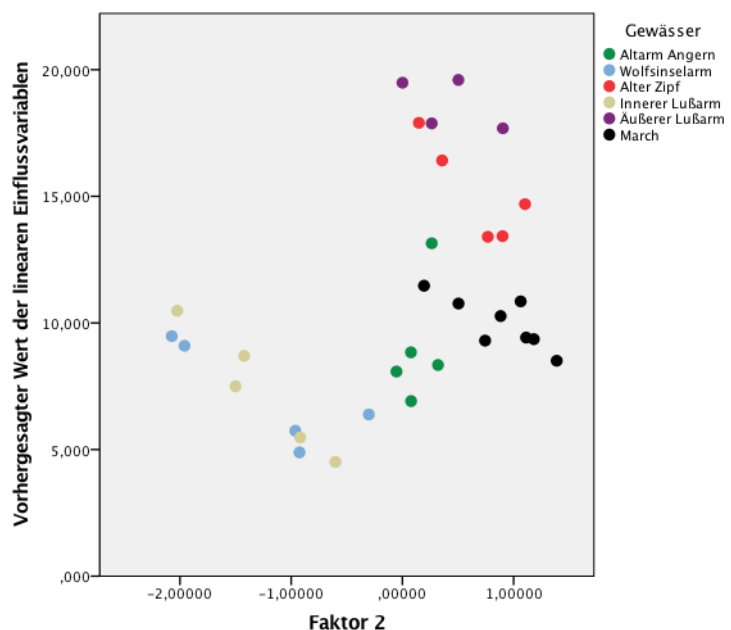


Abbildung 11: Zunahme des durch das verallgemeinerte lineare Modell vorhergesagten Artenreichtums mit zunehmenden Faktor 1-Werten, d.h. mit zunehmender Habitatdiversität und aquatischer Vegetation.

In der Abbildung 12 aus der Berechnung des verallgemeinerten linearen Modells, wird der Einfluss des zweiten Faktors der Hauptkomponentenanalyse auf den Artenreichtum an den einzelnen Transekten dargestellt. Da der Faktor 2 der Hauptkomponentenanalyse durch die Wasserführung der Seitenarme charakterisiert ist, veranschaulicht diese Grafik nun, dass mit zunehmender Anzahl an wasserführenden Tagen die Artenzahl an den Transekten zunimmt.

Abbildung 12: Zunahme des durch das verallgemeinerte lineare Modell vorhergesagten Artenreichtums mit zunehmenden Faktor 2-Werten, d.h. mit zunehmender Anzahl der wasserführenden Tage.



Artenzusammensetzung

Die Visualisierung der Ähnlichkeitsbeziehungen der Artengemeinschaften (quantifiziert mittels Bray-Curtis-Ähnlichkeiten) in einer NMDS-Ordination weist auf für die einzelnen Seitenarme charakteristische Artenzusammensetzungen hin (Abbildung 13). Diese NMDS-Ordination der Libellengemeinschaften trennt die Seitenarme und den Hauptstrom in klare Gruppen, was darauf hinweist, dass die Artgemeinschaften die unterschiedlichen Umweltbedingungen der einzelnen Gewässersysteme widerspiegeln. Nur die Artenzusammensetzung von an der March gelegenen Transekten und Transekten am wiederangebundenen Altarm Angern zeigen eine deutliche Überlappung.

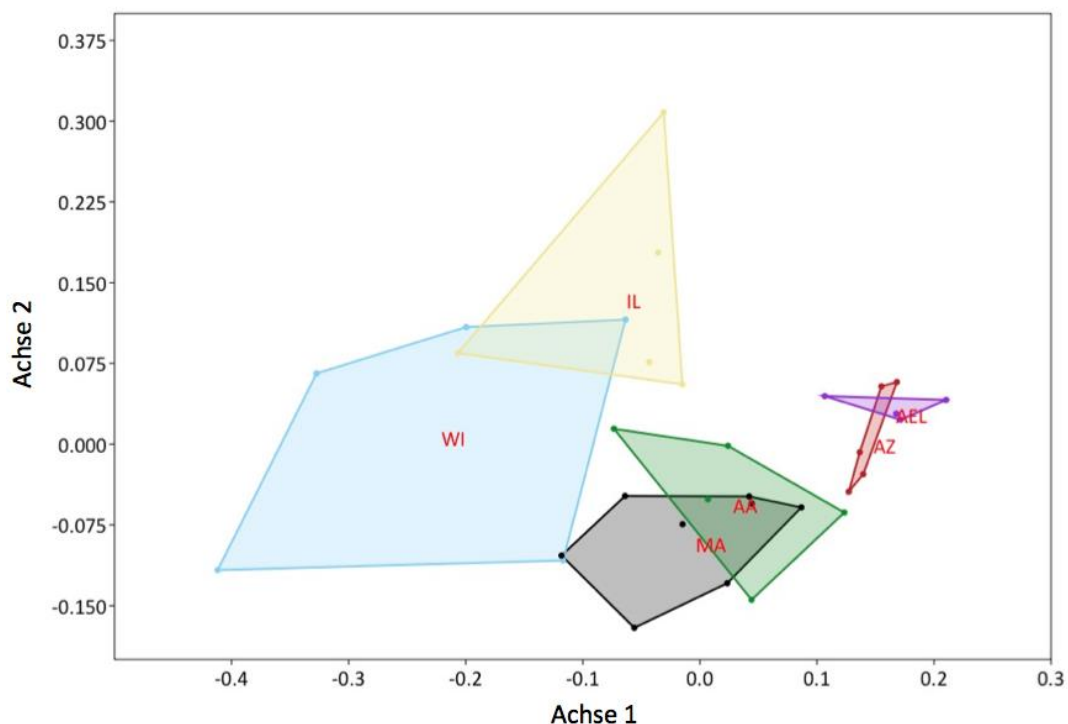


Abbildung 13: Zweidimensionale NMDS-Ordination basierend auf den Bray-Curtis-Ähnlichkeiten der Artengemeinschaften. Polygone fassen Transekte entlang der einzelnen Nebenarme bzw. entlang der March zusammen: blau = Äußerer Wolfsinselarm; gelb = Innerer Lußarm; grün = Altarm Angern; rot = Alter Zipf; violett = Äußerer Lußarm; schwarz = March. *Stress* = 0,17.

Die Hauptkomponentenanalyse der acht erhobenen Habitatvariablen veranschaulicht, dass von nur drei Komponenten eine Gesamtvarianz von 81 % erklärt wird. Allein die erste Komponente erklärt 42 % der Gesamtvarianz (Tabelle 2).

Tabelle 2: Gesamtvarianz der Hauptkomponentenanalyse der acht erhobenen Umweltparameter. Der Eigenwert der einzelnen Komponenten definiert, wie viel der Gesamtvarianz aller Variablen durch diese Komponente begründet werden kann. Nach dem Kaiser-Guttman-Kriterium sollen lediglich Komponenten mit einem Eigenwert, der höher als 1 ist, herangezogen werden.

| Komponente | Anfängliche Eigenwerte | | | Summen von quadrierten Faktorladungen für Extraktion | | |
|------------|------------------------|---------------|--------------|------------------------------------------------------|---------------|--------------|
| | Gesamt | % der Varianz | Kumulierte % | Gesamt | % der Varianz | Kumulierte % |
| 1 | 3,323 | 41,541 | 41,541 | 3,323 | 41,541 | 41,541 |
| 2 | 1,890 | 23,630 | 65,170 | 1,890 | 23,630 | 65,170 |
| 3 | 1,228 | 15,352 | 80,523 | 1,228 | 15,352 | 80,523 |
| 4 | 0,858 | 10,727 | 91,249 | | | |
| 5 | 0,315 | 3,934 | 95,183 | | | |
| 6 | 0,221 | 2,761 | 97,944 | | | |
| 7 | 0,164 | 2,056 | 100,000 | | | |
| 8 | -2,190E-16 | -2,737E-15 | 100,000 | | | |

Extraktionsmethode: Hauptkomponentenanalyse.

Die erste Hauptkomponente beschreibt vornehmlich die emerse als auch die submerse Gewässervegetation und zusätzlich auch die Habitatdiversität der Untersuchungsflächen (Tabelle 3). Wasserführung der Nebenarme während der fünf Durchgänge wird vor allem durch die zweite Hauptkomponente dargestellt. Die dritte Hauptkomponente spiegelt hauptsächlich die krautige Vegetation an den Ufern der einzelnen Transekte wider.

Tabelle 3: Komponentenmatrix der Faktorenanalyse zur Dimensionsreduktion der Habitatparameter. Blau markierte Bereiche definieren die aussagekräftigen Parameter für die jeweilige Komponente.

| Variablen | Komponente | | |
|------------------------------|------------|--------|--------|
| | 1 | 2 | 3 |
| Seitenarmbreite | -0,311 | 0,619 | -0,313 |
| wasserführende Tage | 0,296 | 0,823 | -0,340 |
| Submerse Vegetation | 0,870 | 0,257 | 0,105 |
| Emerse Vegetation | 0,856 | 0,381 | 0,005 |
| Ufervegetation: Schilf | 0,541 | -0,414 | 0,284 |
| Ufervegetation: Seggen | 0,610 | -0,541 | -0,416 |
| Ufervegetation: Krautschicht | -0,180 | 0,393 | 0,850 |
| Habitatdiversitätsindex | 0,975 | 0,023 | 0,164 |

Extraktionsmethode: Hauptkomponentenanalyse.

a. 3 Komponenten extrahiert

Zwischen den Werten der Achse 1 aus der NMDS-Ordination der Artengemeinschaften und der Hauptkomponente 1 liegt eine positive hoch signifikante Korrelation vor ($r = 0,587$, $p = 0,0004$) (Abbildung 14). Faktor 1 beschreibt die Habitatdiversität und die aquatische Vegetation an den Standorten. Werte dieser Variablen nehmen somit in der NMDS-Ordination (Abbildung 13) folglich von links nach rechts zu.

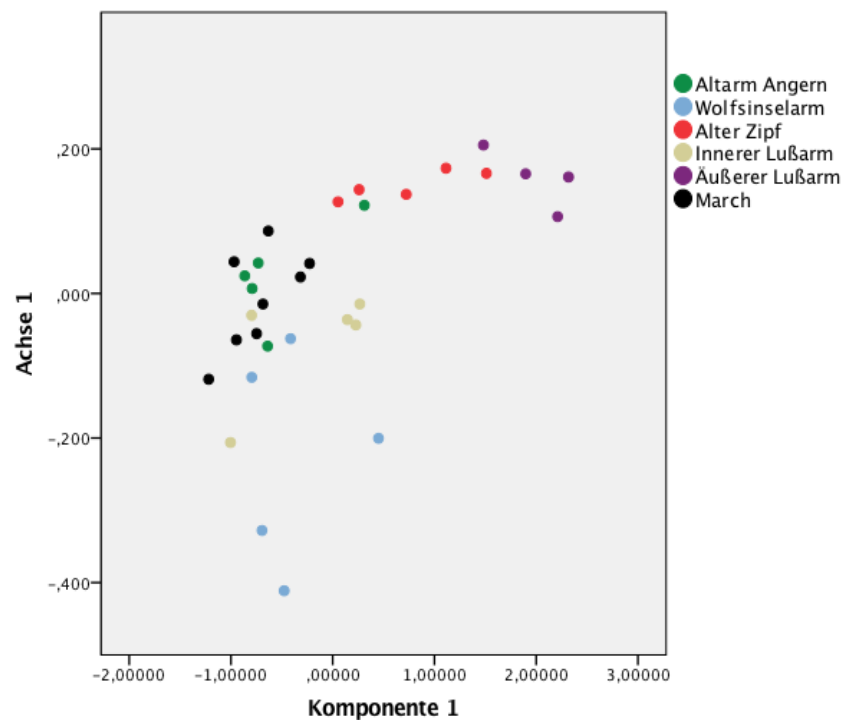


Abbildung 14: Positive Korrelation zwischen der Achse 1 aus der NMDS-Ordination der Artengemeinschaften und Komponente 1 (Gewässervegetation und Habitatdiversität) der Hauptkomponentenanalyse der Habitatvariablen.

Die Axis 2 aus der NMDS der Artengemeinschaften korreliert hoch signifikant mit dem Faktor 2 der Hauptkomponentenanalyse für die Gewässervariablen ($r = 0,544$, $p = 0,001$) (Abbildung 15). Der Faktor 2 spiegelt die Wasserführung der Seitenarme während der fünf Erhebungsdurchgänge wider.

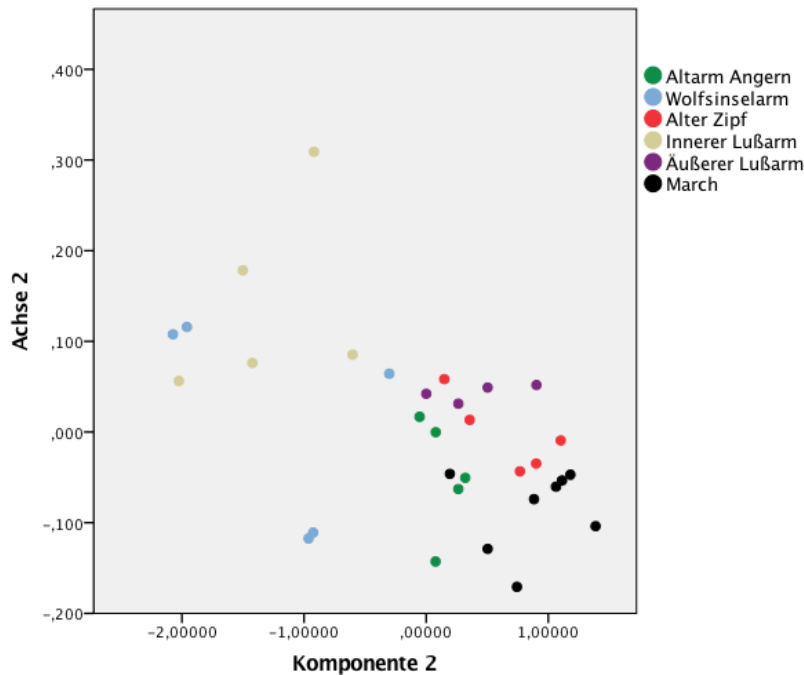


Abbildung 15: Korrelation zwischen der Achse 2 aus der NMDS-Ordination der Artenzusammensetzung und Komponente 2 (Wasserführung) der Hauptkomponentenanalyse der Habitatvariablen.

Im Zuge der partiellen Manteltests der Artenzusammensetzung der einzelnen Transekten mit der Habitatausstattung, den Hauptkomponenten 1 und 2, die jeweils durch Verknüpfung mit den Abständen der Transekte auf mögliche räumliche Autokorrelation korrigiert wurden, zeigte sich, dass die räumliche Distanz der Transekte keine Rolle in Bezug auf Unterschiede betreffend Artenzusammensetzung, Habitatausstattung, Faktor 1 (Gewässervegetation und Habitatdiversität) oder Faktor 2 (wasserführende Tage der Seitenarme) spielt.

Gefährdung

Nach der Roten Liste von Niederösterreich sind 48 % der nachgewiesenen Arten in eine der Gefährdungskategorien (1-4) eingestuft (Abbildung 16 a). Im Vergleich dazu werden in der Roten Liste von Österreich 45 % der Arten in den Kategorien NT, VU, EN oder CR geführt (Abbildung 16 b). Hervorzuheben ist das Vorkommen der Südlichen Heidelibelle (*Sympetrum meridionale*) und der Sumpf-Heidelibelle (*Sympetrum depressiusculum*), die sowohl in der Roten Liste für Niederösterreich als auch der Roten Liste von Österreich als „vom Aussterben bedroht“ eingestuft wurden. Keine der erhobenen Arten ist in den Anhängen der FFH-Richtlinie gelistet.

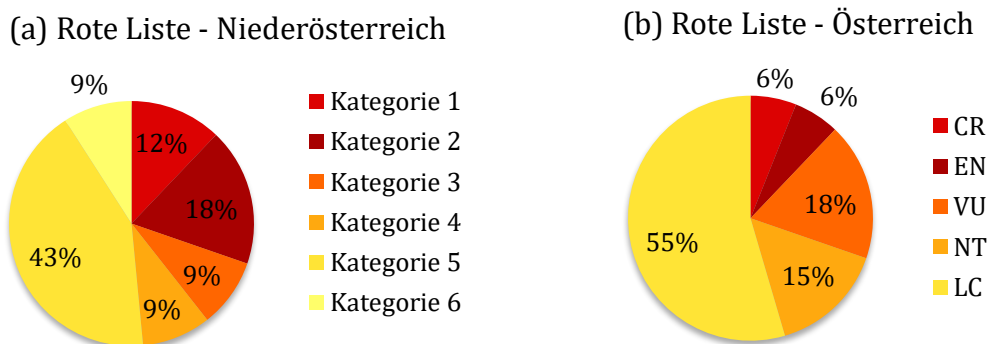
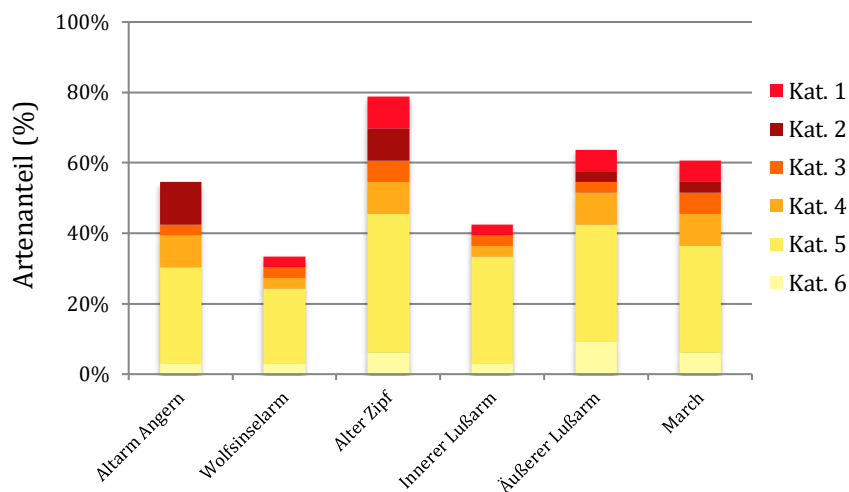


Abbildung 16: (a) Anteile der Rote-Liste-Kategorisierungen der gesamten Arten im Untersuchungsgebiet bezogen auf die Rote Liste von Niederösterreich (Raab & Chwala, 1997). (b) Anteile der Rote-Liste-Kategorisierung der gesamten Arten im Untersuchungsgebiet bezogen auf eine neuere Einstufung der Gefährdung nach Raab Chovanec, & Pennerstorfer (2007). Kategorie 1 = vom Aussterben bedroht; Kategorie 2 = stark gefährdet; Kategorie 3 = gefährdet; Kategorie 4 = potentiell gefährdet; Kategorie 5 = Gefährdungsgrad nicht genau bekannt; Kategorie 6 = nicht genügend bekannt; CR = critically endangered; EN = endangered; VU = vulnerable; NT = near threatened; LC = least concern;

Die Abbildung 17 veranschaulicht die Gefährdungsgrade der Libellenarten, die in den jeweiligen Seitenarmen oder am Hauptgewässer erhoben wurden, zum Einen nach der Roten Liste von Niederösterreich nach Raab & Chwala (1997) und zum Anderen nach der Roten Liste von Österreich nach Raab Chovanec, & Pennerstorfer (2007). Nach der Roten Liste von Niederösterreich ist der Alte Zipf mit 33% gefährdeten Arten nach den Kategorien CR, EN, VU und NT, jenes Gewässer mit der höchsten Anzahl an gefährdeten Libellenarten (Abbildung 17 a). 24% der Libellenarten vom Altarm Angern und der March werden in den Kategorien CR, EN, VU und NT eingestuft. Der Äußere Lußarm zeigt hierbei das Vorkommen von 21% bedrohten Arten. Der Innere Lußarm und der Wolfsinselarm weisen mit 9% die geringste Anzahl an gefährdeten Libellenarten auf.

Im Vergleich dazu beherbergt laut der Roten Liste von Österreich der Alte Zipf 27% der Arten, die in den Kategorien 1–4 eingestuft wurden (Abbildung 17 b). Weiters werden 21% der Arten des Äußeren Lußarms als gefährdet (Kat. 1–4) klassifiziert. Das Hauptgewässer und der wiederangebundene Altarm Angern weisen jeweils 18% an bedrohten Libellenarten auf. Die Gewässer mit den wenigsten gefährdeten Arten stellen wiederum der Innere Lußarm und der Wolfsinselarm dar, mit jeweils 9% gefährdeten Arten.

(a) Rote Liste - Niederösterreich



(b) Rote Liste - Österreich

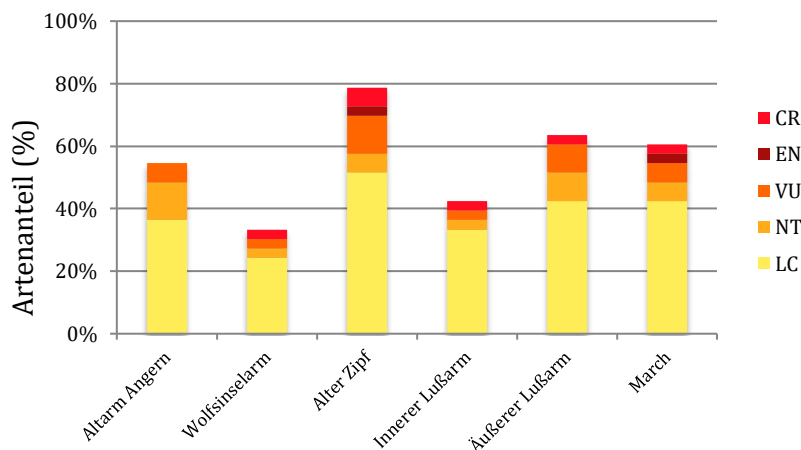


Abbildung 17: (a) Anteile der Rote-Liste-Kategorisierungen (Rote Liste von Niederösterreich nach Raab & Chwala, 1997) der Libellenarten der jeweiligen Seitenarme und des Hauptgewässers bezogen auf das Gesamtartenspektrum. (b) Anteile der Rote-Liste-Kategorisierung (Raab, Chovanec, & Pennerstorfer, 2007) der Libellenarten der jeweiligen Nebenarme und der March bezogen bezogogen auf das Gesamtartenspektrum. Kategorie 1 = vom Aussterben bedroht; Kategorie 2 = stark gefährdet; Kategorie 3 = gefährdet; Kategorie 4 = potentiell gefährdet; Kategorie 5 = Gefährdungsgrad nicht genau bekannt; Kategorie 6 = nicht genügend bekannt; CR = critically endangered; EN = endangered; VU = vulnerable; NT = near threatened; LC = least concern;

Diskussion

Artenreichtum

Das erhobene Artenspektrum von 33 Arten entspricht 67 % der 49 für die Marchauen nachgewiesenen Libellenarten (Strohmaier & Egger, 2011). Bezogen auf den gesamten Artenreichtum der Libellenfauna von Österreich mit 78 Arten entspricht das erhobene Arteninventar 43 % (Holzinger et al., 2015). Ausschlaggebende Faktoren für den Artenreichtum der Libellen im Untersuchungsgebiet war die aquatische Vegetation, die Habitatdiversität, die Anzahl der wasserführenden Tage und die Ufervegetation. Dementsprechend unterscheidet sich der Artenreichtum der Libellen an den Seitenarmen mit verschiedener hydrologischer Konnektivität und Habitatausstattung.

Der Alte Zipf weist die höchste Individuen- und Artenzahl auf. Durch dessen strömungsfreien Wasserkörper, besonnte Uferbereiche, reichen Bestand an Helo- und Hydrophyten und regelmäßigen Überflutungen durch eine Verbindung mit dem Hauptstrom im unteren Bereich wird eine Grundlage für einen hohen Artenreichtum der Libellenfauna erreicht. Dadurch ist u.a. ein geeigneter Lebensraum für das individuenreiche Vorkommen des Kleinen und Großen Granatauges (*Erythromma vididulum* und *E. najas*) gegeben (Chovanec et al. 2012). Das bestätigt die Annahme von Schneeweih (2008), dass Gewässer, die weder permanent mit dem Hauptstrom in Verbindung stehen, noch völlig isoliert sind, den höchsten Artenreichtum aufzeigen.

Der Äußere Lußarm, der eine ähnliche Habitatausstattung und Hydrologie wie der Alte Zipf aufweist, weist ebenso eine hohe Artenzahl und Individuendichte auf. Obwohl dabei lediglich vier Transekte untersucht wurden, zeigt dieser eine höhere Individuen- und Artenzahl als der Altarm Angern, der Äußere Wolfsinselarm und der Inneren Lußarm.

Der hohe Artenreichtum des Alten Zips und des Äußeren Lußarms könnte sich neben der Vegetation und Habitatdiversität auch durch die kontinuierliche Wasserführung erklären lassen. Beide Gewässer waren während der gesamten Kartierungssaison wasserführend, wobei der Wasserspiegel durch den trockenen und heißen Sommer 2017 zeitweise sehr gering war. Wegen eines Hochwasserereignisses durch den Rückstau der Donau gegen Ende der Kartierungssaison, kam es zu sehr hohen Wasserständen in beiden Gewässern. Da die March permanent wasserführend war, sind wahrscheinlich auch weitere Parameter in der Hauptkomponente 2 für den geringeren Artenreichtum verantwortlich.

Ein ähnliches Bild zeigt der komplett angebundene Altarm Angern. Hohe Anbindungsintensität an das Hauptgewässer korreliert mit einer Abnahme des Libellenreichtums, begünstigt aber die Besiedlung durch rheophile Arten (Schneeweih, 2008). So weist das renaturierte Gewässer Altarm Angern schon in den ersten Jahren nach der Wiederanbindung an den Hauptstrom, wenn auch nicht so hohe Artenanzahlen wie die beiden stehenden Gewässer auf, beherbergt jedoch bereits eine Vielfalt an Lebensräumen für ein breites Spektrum an Libellenarten.

Untersuchungsflächen an den Gewässern Äußerer Wolfsinselarm und Innerer Lußarm waren selten oder nie wasserführend und weisen folglich einen geringeren Artenreichtum an Libellen auf.

Ferner wird hierbei die Hypothese der mittleren Störungsintensität („intermediate disturbance hypothesis“) bestätigt, wonach eine maximale Diversität bei mittlerer Häufigkeit natürlicher Störungen, in diesem Fall durch Überflutungen, entsteht (Connell, 1978; Townsend et al. 1997). Bei zu häufigen oder intensiven Störungen kann sich lediglich eine geringe Anzahl an Pionierarten etablieren. Bei fehlenden Störereignissen oder lang andauernden Störungsintervallen, nimmt der Artenreichtum durch Konkurrenzausschluss ab (Connell, 1978). Demzufolge weist nicht der Hauptstrom die maximale Diversität auf, sondern der Äußere Lußarm und der Alte Zipf, also die beiden stehenden Gewässer, die regelmäßig geflutet werden.

Artenzusammensetzung

Die Unteren Marchauen sind mit ihrer Naturnähe, Dynamik und Strukturiertheit ein Lebensraum für eine Vielzahl an Libellenarten, welcher die verschiedenen ökologischen Umweltansprüche vieler Arten abdeckt (Chovanec et al., 2012). Die Artenzusammensetzung der Libellen im Untersuchungsgebiet unterscheidet sich an den Seitenarmen bezogen auf die Habitatausstattung und auf die verschiedene Anbindungsintensität mit dem Hauptgewässer, wobei die Artengemeinschaften die unterschiedlichen Umweltbedingungen der jeweiligen Nebenarme widerspiegeln. Ähnlichkeiten in der Zusammensetzung der Libellengemeinschaften zeigte lediglich der wiederangebundene Altarm Angern mit der March.

Die Gebänderte Prachtlibelle (*Calopteryx splendens*) ist eine prägende Fließgewässerart, die vor allem an den Uferabschnitten der March und am Altarm Angern erhoben wurde. Weitere solche Fließgewässerarten, die im Gebiet nachgewiesen wurden, sind Arten aus den Familien der Flussjungfern (*Gomphidae*) und der Segellibellen (*Libellulidae*)

(Chovanec et al., 2012). Von der Gemeinen Keiljungfer (*Gomphus vulgatissimus*) wurde lediglich eine geringe Individuenzahl erhoben, was mit der kurzen Flugperiode dieser Großlibellenart zusammenhängen könnte (Suhling & Müller, 1996). Der Südliche Blaupfeil (*Orthetrum brunneum*) ist an vegetationsarmen Uferbereichen von stehenden Kleingewässern oder renaturierten Fließgewässern anzutreffen (Sternberg & Buchwald, 2000; Wildermuth & Martens, 2014). Verschiedene Erhebungen zeigen, dass renaturierte Flussstrecken, wie der Altarm Angern, rasch vom Südlichen Blaupfeil (*Orthetrum brunneum*) als Habitat angenommen werden und bleiben derartige karge Uferbereiche von dynamischen Augewässern langfristig erhalten, kann sich diese Art dauerhaft ansiedeln (Joest, 2002; Chovanec et al., 2012; Chovanec & Spira, 2016). Die trotz auffälliger Flügelzeichnung unscheinbare Gebänderte Heidelibelle (*Sympetrum pedemontanum*) wurde im Untersuchungsgebiet lediglich am Altarm Angern nachgewiesen. Eine weitere Art der Segellibellen, der Östliche Blaupfeile (*Orthetrum albistylum*), zeigte nicht nur im Altarm Angern, sondern im gesamten Untersuchungsgebiet ein flächendeckendes Vorkommen.

Das Artenspektrum des stehenden Gewässer Alter Zipf ist breit gefächert, so kommen hierbei Fließ- und vor allem Stillgewässerarten vor. Die Frühe Heidelibelle (*Sympetrum fonscolombii*), eine limnobionte Art, wurde lediglich am Alten Zipf erhoben. Diese mediterrane wanderfreudige Art bevorzugt wärmebegünstigte Stillgewässer als Lebensraum (Dijkstra, 2014). Gegen Ende der Kartierungssaison wurde die Sumpf-Heidelibelle (*Sympetrum depressiusculum*) nach einem Hochwasserereignis beim Alten Zipf nachgewiesen. Diese vom Aussterben bedrohte Art ist ein auf ein periodisch überflutetes Habitat spezialisiert (Dijkstra, 2014). Die stark gefährdete Südliche Binsenjungfer (*Lestes barbarus*) wurde nur an einer Untersuchungsfläche am Alten Zipf nachgewiesen. Diese spezialisierte Art bevorzugt astatische Stillgewässer, wodurch sie stark schwankenden Wasserständen und Trockenfallen des Gewässers während heißer Sommermonate toleriert (Bellmann, 2013). Ferner weist diese Art starke jährliche Bestandsschwankungen auf, da ihre Fortpflanzungsgewässer nicht jedes Jahr geeignet sind (Brauner, 2013). Dementsprechend waren laut Stauer & Schulze (2011) 2010 in weiten Gebieten der Marchauen die Bestände dieser Art sehr hoch. Im vergangenen Jahr 2017 wurde lediglich ein Individuum im Untersuchungsgebiet nachgewiesen. Für ein dauerhaftes Vorkommen ist ein dynamisches Flussauensystem für diese Art von großer Bedeutung.

Ebenso bietet der Äußere Lußarm als stehendes Gewässer mit reicher sub- und emerser Gewässervegetation einen Lebensraum für eine Vielfalt an Fließ- und Stillgewässerarten. So wurde an diesem Nebenarm an jedem Transekt die Keilfleck-Mosaikjungfer (*Aeshna isoceles*) und die Fledermaus-Azurjungfer (*Coenagrion pulchellum*), beides bedrohte Arten, nachgewiesen.

Die Artenspektren der beiden meist trocken liegenden Gewässer, Äußerer Wolfsinselarm und Innerer Lußarm, sind nicht sehr divers. Die unterschiedliche Artenzusammensetzung der beiden Nebenarme könnte dadurch erklärt werden, dass der Innere Lußarm geographisch eng eingebettet zwischen dem Hauptstrom und dem stehenden Gewässer, Äußerer Lußarm, liegt und dadurch Fließ- und Stillgewässerarten jener Gewässer im Gebiet des Inneren Lußarms gesichtet werden konnten. So wurden am meist trocken liegenden Inneren Lußarm Fließgewässerarten wie die Gebänderte Prachtlibelle (*Calopteryx splendens*) nachgewiesen.

Allgemein die häufigsten Arten im Untersuchungsgebiet waren die Federlibelle (*Platycnemis pennipes*), die Große Pechlibelle (*Ischnura elegans*) und die Blutrote Heidelibelle (*Sympetrum sanguineum*), die alle keine speziellen Ansprüche an ihren Lebensraum stellen. Durch ein Hochwasserereignis gegen Ende der Kartierung, welches, kurzzeitig stehende Flachwasserbereiche beim Äußeren Wolfsinselarm zur Folge hatte, konnte dort auch die Südliche Heidelibelle (*Sympetrum meridionale*) nachgewiesen werden. Diese in Österreich vom Aussterben bedrohte Art wurde an 13 der 32 Untersuchungsflächen aufgenommen.

Eine wenig spezialisierte Libellenart, die im Untersuchungsgebiet an 31 von 32 Transekten vorzufinden war, ist die Blaue Federlibelle (*Platycnemis pennipes*). Diese Art ist charakteristisch für Auen und besiedelt sowohl stehende, als auch fließende Gewässer bevorzugt im Tiefland (Martens, 1996). Weitere flächendeckende Arten des Gebietes sind die Große Pechlibelle (*Ischnura elegans*) und die Blutrote Heidelibelle (*Sympetrum sanguineum*), die ebenso wie die Blaue Federlibelle (*Platycnemis pennipes*) eine geringe ökologische Spezialisierung aufweisen (Chovanec et al., 2012). Die Fähigkeit der Blutroten Heidelibelle (*Sympetrum sanguineum*) auch Bereiche zu besiedeln, die über eine länger andauernde Periode trocken fallen, spielt dabei eine bedeutende Rolle (Raab, 2000).

Gefährdung

Hervorzuheben ist die hohe Anzahl an gefährdeten Arten am Alten Zipf mit 33 % gefährdeten Arten laut Roter Liste von Niederösterreich und 27 % laut Roter Liste von Österreich. Ebenso beherbergen der wiederangebundene Altarm Angern und die March jeweils laut Roter Liste von Niederösterreich 24 % bedrohter Arten und laut Roter Liste von Österreich 18 % gefährdeter Arten. Obwohl die Wiederanbindung des Altarms Angern an die March erst 2015 stattfand, stellt dieses Gewässer bereits einen wertvollen Lebensraum für eine beachtliche Anzahl an bedrohten Libellenarten dar.

Weiters ist das Vorkommen der beiden Arten Südliche Heidelibelle (*Sympetrum meridionale*) und Sumpf-Heidelibelle (*Sympetrum depressiusculum*) hervorzuheben, da beide laut Roter Liste Niederösterreich und Österreich als „vom Aussterben bedroht“ eingestuft wurden. Die Sumpf-Heidelibelle (*Sympetrum depressiusculum*), die ausschließlich während des letzten Durchgangs nach einem Hochwasserereignis am Alten Zipf nachgewiesen wurde, ist ein Habitatspezialist und benötigt als Lebensraum Gewässer mit starken Wasserschwankungen, wobei Überflutungen im Sommer und Trockenfallen in den Wintermonaten als Optimalgewässer angesehen werden (Hostettler, 2001; 2007). Die Verbreitung dieser Art ist sehr lückig und verteilt sich über das kontinentale Osteuropa (Dijkstra, 2014). Durch die Anbindung des Gewässers an den Hauptstrom und der damit einhergehenden Wiederherstellung der ursprünglichen Flussdynamik, wird demnach das Vorkommen dieser Art gefördert. Die Südliche Heidelibelle ist im kontinentalen Osteuropa verbreitet, wo gelegentlich Migrationen und Massenaufreten beobachtet werden konnten (Dijkstra, 2014). Betreffend der Habitatausstattung ist diese Art nicht sonderlich spezialisiert. So besiedelt sie jegliche sonnenexponierte Flachgewässer und seichte Gewässerbereiche, die immer wieder trocken fallen können (Dijkstra, 2014). Eine Wiederanbindung der untersuchten Nebenarme, wobei beruhigte Flachwasserbereiche geschaffen werden, kann folglich das Vorkommen dieser bedrohten Art fördern. Zusätzlich wird die Verbreitung dieser wärmeliebenden Art durch den Klimawandel begünstigt. Damit wurde auch der Nanchweis der Feuerlibelle (*Crocothemis erythraea*), die Südliche Mosaikjungfer (*Aeshna affinis*), den Südlicher Blaupfeil (*Orthetrum brunneum*), das Kleines Granatauge (*Erythromma viridulum*) und die Südliche Binsenjungfer (*Lestes barbarus*) im Marchgebiet erklärt (Ott, 2010).

Renaturierung

Da die Reaktion der Libellen auf Veränderungen ihrer Umgebung recht unmittelbar abläuft, können sie wegen ihrer guten Flug- und Ausbreitungsfähigkeit rasch neue Lebensräume besiedeln (Chovanec et al., 2014). Aus diesem Grund gilt die Untersuchung der Libellenfauna als anerkannte Methode zur Bewertung der ökologischen Folgen von Renaturierungsmaßnahmen (Chovanec et al., 2005; Bloch, et al., 2010; Joest, 2014). Die Vorgehensweise der Wiederanbindung an den Hauptstrom sollte jedoch genau geplant sein, da u.a. das Vorkommen seltener und gefährdeter Libellenarten berücksichtigt werden muss (Bloch, et al., 2010). Wird ein Seitenarm komplett an den Hauptstrom angebunden, wodurch es zu einer ganzjährigen Wasserführung kommt und der Seitenarm von einem stehenden Gewässer zu einem durchströmten Nebenarm wird, sollten strömungsberuhigte Stellen als Ausgleichsmaßnahme erhalten werden (Bloch, et al., 2010).

Im Rahmen eines Renaturierungsprojektes der Lippeaue bei Soest (Deutschland) von 1996-97 wurden u.a. durch Rückbau von Uferbefestigungen, landwirtschaftlicher Extensivierung, Initiierung von Auwald naturnahe Fließgewässerabschnitte wieder in ihre natürliche Überflutungsdynamik zurückgeführt (Joest, 2014). Vor Beginn des Projektes wurden 9-15 Libellenarten nachgewiesen, in den Jahren 2012 und 2013 wurden 27 bzw. 29 Arten im selben Gebiet erhoben (Joest, 2014). Der Anstieg der Artenzahl und die Veränderung des Artenspektrums lassen sich durch eine höhere Strukturvielfalt der Gewässerlandschaft und ein breites Habitatspektrum mit geeigneten Lebensbedingungen begründen (Joest, 2014). Arten der Familie der Flussjungfern (Gomphidae) sind typische Bewohner der Auenlandschaften und zeigen naturnahe Fließgewässer an, womit jenes Vorkommen durch Renaturierungsmaßnahmen begünstigt wird (Sternberg & Buchwald, 2000).

Ebenso im Obermaintal in Bayern (Deutschland) wurden mit Beginn der 1990er zahlreiche Flussrenaturierungen initiiert, da die ausgeführten Maßnahmen des Hochwasserschutzes negative Auswirkungen wie beispielsweise eine Absenkung des Grundwassers um zwei Meter zeigten, wurden Uferbefestigungen rückgebaut, der Flusslauf des Hauptgewässers ausgeweitet und die Baggerseen an den Main angebunden (Schlumprecht et al., 2004). Dies zeigte Auswirkungen auf die Libellenfauna des Gebietes, so können Arten, wie die Gemeine Keiljungfer (*Gomphus vulgatissimus*) oder die Westliche Keiljungfer (*Gomphus pulchellus*), die bei Projektbeginn als „sehr

selten“ klassifiziert wurden, 10 Jahre nach der Renaturierung des Gebietes an 50% jener Untersuchungsflächen erhoben werden. Die Bestände von Fließgewässerarten wie der Kleinen Zangenlibelle (*Onychogomphus forcipatus*) und der Blauflügel-Prachtlibelle (*Calopteryx virgo*) zeigten ebenso einen beträchtlichen Anstieg (Schlumprecht et al., 2004).

Im Zuge des Renaturierungsprojektes „Renaturierung Untere March-Auen“ wurden drei der untersuchten Seitenarme (Äußerer Wolfsinselarm, Alter Zipf und Innerer Lußarm) in den Wintermonaten 2017/18 an die March wiederangebunden. Es wurden Uferblockwürfe und Querbauten stellenweise entfernt und der neue Gewässerlauf nicht befestigt. Durch derartige Maßnahmen soll die natürliche Dynamik der Marchauen wiederhergestellt und das Vorhandensein von einer Vielfalt an diversen Gewässertypen gewährleistet werden (Via Donau, 2015; Staufer & Schulze, 2011). Laut Chovanec et al. (2012) bieten vor allem renaturierte Gewässer schon in den ersten Jahren nach deren Wiederanbindung an den Hauptstrom eine weite Bandbreite an Habitaten für Libellen, weshalb solche Gewässer durch ein umfangreiches Artenspektrum gekennzeichnet sind. Der wiederangebundenen Altarm Angern kann mit seiner Artenvielfalt und hohen Anzahl an bedrohten Libellen als Vorzeigebeispiel genannt werden. Verläuft die Wiederansiedlung der Libellenfauna an den in den Wintermonaten 2017/18 wiederangebundenen Seitenarmen (Äußerer Wolfsinselarm, Alter Zipf und Innerer Lußarm) ähnlich wie beim Altarm Anger, so wird sich die Libellenfauna an die neuen Strukturen der Aulandschaft rasch anpassen. Entwickelt sich das Artenspektrum ähnlich wie in den beschriebenen Projekten (Renaturierungsprojekte der Lippeaue bei Soest und Renaturierungsprojekt Obermaintal in Bayern), so wird vor allem das Vorkommen von Fließgewässerarten, wie Arten der Flussjungfern (Gomphidae) oder Prachtlibellen (Calopterygidae) von der Wiederanbindung der Seitenarme an den Hauptstrom profitieren. Grundlegend ist durch eine naturnahe Dynamik in der Aulandschaft ein positiver Effekt auf die Artenvielfalt der Libellenfauna in den Seitenarmen zu erwarten.

Literaturverzeichnis

- Askew, R. R. (2004). *The Dragonflies of Europe - revised edition*. Colchester, U.K.: Harley Books.
- Bellmann, H. (2013). *Der Kosmos Libellenführer*. Stuttgart: Franckh-Kosmos-Verlags-GmbH & CO. KG.
- Bloch, A., Graf, W., Huber, T., Lahnsteiner, R., Lazowsky, W., Leitner, P., et al. (2010). Zusammenfassende ökologische Bewertung der flussbaulichen Maßnahmen an der March. Umweltbundesamt GmbH. Wien: Janetschek.
- Borcherding, J., Becker, T., Schlegel, A., & Kureck, A. (1994). Beitrag zur Kenntnis der Odonatenfauna der Donauauen bei Stopfenreuth (Niederösterreich). *Lauterbornia* 15: 89-93.
- Brauner, O. (2013). Südliche Binsenjungfer - *Lestes barbarus* (Fabricius 1798). *Libellula Supplement*: 26-29.
- Chovanec, A. (1999). Methoden für die Erhebung und Bewertung der Libellenfauna (Insecta: Odonata) - Eine Arbeitsanleitung. *Anax* 2: 1-22.
- Chovanec, A., & Raab, R. (2002). Die Libellenfauna des Tritonwassers auf der Donauinsel in Wien - Gewässerbewertung und Bioindikation. *Denisia* 3: 63-79.
- Chovanec, A., & Spira, Y. (2016). Bewertung der Renaturierungsmaßnahmen in den Unterläufen und Mündungsbereichen von Leitenbach und Sandbach sowie an der Aschach (Oberösterreich) aus libellenkundlicher Sicht (Insecta: Odonata). In *Beiträge zur Entomofaunistik* 17: 1-29.
- Chovanec, A., & Waringer, J. (2015). Colonization of a 3rd order stream by dragonflies (Insecta: Odonata) – a best practice example of river restoration evaluated by the Dragonfly Association Index (lower Weidenbach, eastern Austria). *Acta ZooBot*: 89-105.
- Chovanec, A., & Waringer, J. (2001). Ecological integrity of river-foodplain systems - assessment by dragonfly surveys (Insecta: Odonata). *Regulated Rivers Research & Management* 17: 493-507.
- Chovanec, A., Schindler, M., Waringer, J., & Wimmer, R. (2014). The Dragonfly Association Index (Insecta: Odonata) - a Tool for the Type-Specific Assessment of Lowland Rivers. *River Research and Applications*.
- Chovanec, A., Straif, M., Waidbacher, H., Schiemer, F., Cabela, A., & Raab, R. (2005). Rehabilitation of an impounded section of the Danube in Vienna (Austria) ± evaluation of inshore structures and habitat diversity. *Large Rivers* 15: 211-224.
- Chovanec, A., Waringer, J., Wimmer, R., & Schindler, M. (2014). Dragonfly Association Index - Bewertung der Morphologie von Fließgewässern der Bioregion Östliche Flach- und Hügelländer durch libellenkundliche Untersuchungen. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.

- Chovanec, A., Wimmer, R., Rubey, W., Schindler, M., & Waringer, J. (2012). Hydromorphologische Leitbilder als Grundlage für die Ableitung gewässertypspezischer Libellengemeinschaften (Insecta: Odonata), dargestellt am Beispiel der Bewertung der restrukturierten Weidenbach-Mündungsstrecke (Marchfeld, Niederösterreich). *Wiss. Mitt. Niederösterr. Landesmuseum* 23, St. Pölten.
- Clarke, K. (1993). Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18: 117-143.
- Connell, J. H. (1978): Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs. *Science* 199: 1.302–1.310.
- Dijkstra, K.-D. B. (2014). *Libellen Europas - Der Bestimmungsführer*. Bern: Haupt.
- Farasin, K., Lazwoski, W., Grabher, M., & Blum, V. (1990). Ramsar Bericht 1 - Rheindelt / Marchauen - Bestandsaufnahme österreichischer Schutzgebiete. Umweltbundesamt, Wien.
- Fink, M. H. (1999). Zur Geographie des unteren March-Thaya-Gebietes. In Umweltbundesamt (Hrsg.), *Fließende Grenzen - Lebensraum March-Thaya-Auen*: 15-20. Wien.
- Graf, W., & Chovanec, A. (2016). Entwicklung eines WRRL-konformen Bewertungssystems für Auen großer Flüsse auf Basis des Makrozoobenthos unter besonderer Berücksichtigung der Donau. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- Hammer, Ø., Harper, D.A.T., Ryan P. D. (2001). PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9.
- Holzinger, W. E., Chovanec, A., & Waringer, J. A. (2015). Checklisten der Fauna Österreichs: Odonata (Insecta). In I. f.-F.-U. Reinhart Schuster (Hrsg.), *Biosystematics and Ecology Series* 31/8: 27-48. Graz: Verlag der Österreichischen Akademie der Wissenschaft.
- Hostettler, K. (2007). Das Rheindelta und das Vorarlberger Rheintal. In R. Raab, A. Chovanec, & J. Pennerstorfer, *Libellen Österreichs*: 343. Wien: SpringerWien NewYork.
- Hostettler, K. (2001). Libellen (Odonata) in Vorarlberg (Österreich). *Vorarlberger Naturschau* 9: 92-93.
- Joest, R. (2014). Langjährige Entwicklung der Libellenfauna in renaturierten Abschnitten der Lippeaue im Kreis Soest. *Natur in NRW* 1/14: 28-31.
- Joest, R. (2002). Neue Lebensräume für Libellen - Auswirkungen von Gestaltungsmaßnahmen in Feuchtwiesengebieten und Auenlebensräumen im Kreis Soest auf die Libellenfauna. *ABU info* 25/26: 28-31.

- Kaplan, M., Šefer, J., Stanová, V., Ungerman, J., & Vlašín, M. (1999). Das Ramsar-Gebiet March-Thaya-Auen im Überblick. In *Fließende Grenzen - Lebensraum March-Thaya-Auen*: 95-102. Wien: Umweltbundesamt.
- Land Niederösterreich. (2017). *data.gv.at*. (L. N.-A. Naturschutz, Hrsg.) Zuletzt aufgerufen: 6. Dezember, 2017, www.data.gv.at: <https://www.data.gv.at/katalog/dataset/f8516110-c221-42cd-9bbc-595aac3c1bba>
- Lehmann, A. W., & Hendrik, N. J. (2015). Libellen - Bestimmungsschlüssel für Nord- und Mitteleuropa (6. Auflage). (D. J. Naturbeobachtung, Hrsg.) Bremen.
- Müller, H. J., & Bährmann, R. (2015). Bestimmung wirbelloser Tiere (7. Auflage). (G. Köhler, Hrsg.) Heidelberg: Springer Spektrum .
- Martens, A. (1996). Die Federlibellen Europas. Magdeburg: Spektrum Akademischer Verlag.
- Ott, J. (2010). Dragonflies and climatic change - recent trends in Germany and Europe. *BioRisk* 5: 253-286.
- Raab, R. (2000). Die Libellenfauna in den Maßnahmenbereichen Untere Lobau und Orth. Deutsch-Wagram.
- Raab, R. (2016). Die Libellenfauna im Maßnahmenbereich Orth. Deutsch-Wagram. *Wissenschaftliche Reihe* 65.
- Raab, R., & Chwala, E. (1997). Libellen - Eine Rote Liste der in Niederösterreich gefährdeten Arten (1. Fassung 1995). (A. d.-A. Naturschutz, Hrsg.) Wien.
- Raab, R., Chovanec, A., & Pennerstorfer, J. (2007). Libellen Österreichs. (U. GmbH, Hrsg.) Wien: Springer Wien New York.
- Rat der Europäischen Union. (1992). *EUR-Lex*. Zuletzt aufgerufen: 17. März, 2018, www.eur-lex.europa.eu/homepage.html: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31992L0043:DE:HTML>
- Samways, M. J. (2008). Dragonflies as focal organisms in contemporary conservation biology. In A. Córdoba-Aguilar, *Dragonflies and Damselflies - Model Organisms for Ecological and Evolutionary Research*: 97-108. New York : Oxford University Press, U.S.A.
- Schlumprecht, H., Strätz, C., Potrykus, W., & Frobel, K. (2004). Libellenverbreitung und wasserwirtschaftliche Renaturierungsmaßnahmen im oberen Maintal. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 9: 277-284.
- Schmidt, E. (1985). Habitat inventarization, characterization and bioindication by a „representative spectrum of Odonata species (RSO)“. *Odonatologica* 14: 127-133.
- Schmidt, E. (1984). Möglichkeiten und Grenzen einer repräsentativen Erfassung der Odonatenfauna von Feuchtgebieten bei knapper Stichprobe. *Libellula* 3: 41-49.

- Schneeweih, S. (2008). Effects of lateral hydrological connectivity in floodplain systems on dragonfly (Odonata) communities in the Danube Floodplains National Park, Austria. Universität Wien, Department für Biodiversität der Tiere, Fakultät für Lebenswissenschaften. Wien: Universität Wien.
- Schultz, H. (2005). Vergleichsstudie March im Abschnitt Marchegg - *Odonata*. Umweltbundesamt, Wien.
- Stauer, M., & Schulze, C. H. (2011). Diversität und Struktur von Libellengemeinschaften an Augewässern in den March-Auen. *Wiss. Mitt. Niederösterreich. Landesmuseum*: 171-202.
- Steiner, F., & Egger, G. (2013). *Ramsar-March-Thaya.eu*. Zuletzt aufgerufen: 4. Dezember, 2017, [www.ramsar-march-thaya.eu](http://www.ramsar-march-thaya.eu/fileadmin/user_upload/ramsar/ramsar/TRP2013_Marchegg_Steiner_Life.pdf): http://www.ramsar-march-thaya.eu/fileadmin/user_upload/ramsar/ramsar/TRP2013_Marchegg_Steiner_Life.pdf.
- Sternberg, K. (1999). Habitat, Habitatselektion und Habitatbindung. In K. Sternberg, & R. Buchwald, *Die Libellen Baden-Württembergs 1*: 111-119. Stuttgart: Ulmer Verlag.
- Sternberg, K., & Buchwald, R. (2000). *Die Libellen Baden-Württembergs 2*. Stuttgart: Ulmer Verlag.
- Strohmaier, B., & Egger, G. (2011). Die Bedeutung der March-Thaya-Auen für den Schutz der biologischen Vielfalt in Österreich und prioritäre Handlungsfelder für deren Sicherung. *Wiss. Mitt. Niederösterreich. Landesmuseum*: 284-289.
- Strohmaier, B., & Egger, G. (2009). Prioritäten für den Natur- und Artenschutz in den March-Thaya-Auen. March-Thaya (MARTHA)-Forum, Wien.
- Suhling, F., & Müller, O. (1996): *Die Flußjungfern Europas*. Die Neue Brehm-Bücherei, Westarp Wissenschaften, Magdeburg; Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.
- Townsend, C.R., Scarsbrook, M.R. & Dolédec, S. (1997). The intermediate disturbance hypothesis, refugia, and biodiversity in streams. *Limnology and Oceanography* 42: 938-949.
- Via Donau. (2015). *Life-March.at*. Zuletzt aufgerufen: 23. November, 2017, www.life-march.at: <http://www.life-march.at/news-2017.html>.
- Via Donau. (2015). *Viadonau.org*. Zuletzt aufgerufen: 4. Dezember, 2017, www.viadonau.org: http://www.viadonau.org/newsroom/news/detail/?tx_news_pi1%5Bnews%5D=387&cHash=32bf110368e8fe6adc9b18ac8fb61072.
- Weigand, E., & Wintersberger, H. (1999). Lebensräume: Gewässer. In *Fließende Grenzen - Lebensraum March-Thaya-Auen*: 109-119. Wien: Umweltbundesamt.

Wildermuth, H., & Martens, A. (2014). Taschenlexikon der Libellen Europas.
Wiebelsheim: Quelle & Meyer.

Zulka, K. P. (1999). Flußbauliche Maßnahmen und ihre ökologischen Konsequenzen. In
Fließende Grenzen - Lebensraum March-Thaya-Auen: 305-314. Wien:
Umweltbundesamt.

Zulka, K. P., & Lazowski, W. (1999). Hydrologie. In *Fließende Grenzen - Lebensraum
March-Thaya-Auen*: 24-50. Wien: Umweltbundesamt.

Anhang

Tabelle 4: Jeweilige Anzahl und Gesamtzahl nachgewiesener Libellenindividuen und -arten an den untersuchten Nebenarmen.

| Art | Altarm bei Angern | Wolfsinsel-arm | Alter Zipf | Innerer Lußarm | Äußerer Lußarm |
|-----------------------------------------|-------------------|----------------|-------------|----------------|----------------|
| Calopterygidae (Prachtlibellen) | | | | | |
| <i>Calopteryx splendens</i> | 73 | 53 | 97 | 30 | 12 |
| Lestidae (Teichjungfern) | | | | | |
| <i>Sympecma fusca</i> | | 9 | 20 | | |
| <i>Lestes sponsa</i> | | | 4 | | |
| <i>Chalcolestes viridis</i> | 4 | | 24 | 2 | 3 |
| <i>Lestes barbarus</i> | | | 1 | | |
| Platycnemididae (Federlibellen) | | | | | |
| <i>Platycnemis pennipes</i> | 81 | 125 | 265 | 99 | 42 |
| Coenagrionidae (Schlanklibellen) | | | | | |
| <i>Coenagrion puella</i> | 24 | 2 | 49 | 2 | 88 |
| <i>Coenagrion pulchellum</i> | | | 23 | | 95 |
| <i>Erythromma najas</i> | 73 | | 420 | 2 | 150 |
| <i>Erythromma viridulum</i> | 123 | | 411 | 50 | 323 |
| <i>Ischnura elegans</i> | 205 | 24 | 209 | 64 | 83 |
| <i>Ischnura pumilio</i> | 2 | | | | |
| Aeshnidae (Edellibellen) | | | | | |
| <i>Aeshna affinis</i> | | 1 | 3 | 12 | 18 |
| <i>Aeshna isosceles</i> | | | 7 | | 9 |
| <i>Aeshna mixta</i> | | 7 | 15 | 7 | 10 |
| <i>Anax imperator</i> | 7 | | 20 | 2 | 31 |
| <i>Anax parthenope</i> | 2 | | 4 | | |
| Gomphidae (Flussjungfern) | | | | | |
| <i>Gomphus vulgatissimus</i> | 5 | | | 1 | |
| Corduliidae (Falkenlibellen) | | | | | |
| <i>Somatochlora metallica</i> | | 1 | | | |
| <i>Cordulia aenea</i> | | | 4 | | 6 |
| Libellulidae (Segellibellen) | | | | | |
| <i>Libellula depressa</i> | 3 | | 4 | | |
| <i>Libellula fulva</i> | 1 | | | | |
| <i>Orthetrum albistylum</i> | 125 | | 105 | 28 | 48 |
| <i>Orthetrum brunneum</i> | 34 | | | | |
| <i>Orthetrum cancellatum</i> | 22 | 15 | 19 | 18 | 10 |
| <i>Crocothemis erythraea</i> | | | 12 | 5 | 66 |
| <i>Sympetrum depressiusculum</i> | | | 2 | | |
| <i>Sympetrum fonscolombii</i> | | | | | 2 |
| <i>Sympetrum meridionale</i> | | 17 | 30 | 5 | 1 |
| <i>Sympetrum pedemontanum</i> | 3 | | | | |
| <i>Sympetrum sanguineum</i> | 36 | 27 | 59 | 67 | 27 |
| <i>Sympetrum striolatum</i> | 1 | 19 | 3 | 11 | 10 |
| <i>Sympetrum vulgatum</i> | 7 | 16 | 9 | 14 | 16 |
| Arten | 20 | 13 | 26 | 18 | 21 |
| Arten gesamt | 33 | | | | |
| Individuen | 831 | 316 | 1819 | 419 | 1050 |
| Individuen gesamt | 4435 | | | | |