



universität
wien

MASTERARBEIT

Titel der Masterarbeit / Title of the Master's Thesis

„Die Libellenfauna der Donauinsel in Wien und
Niederösterreich“

verfasst von / submitted by

Iris Fischer BSc.

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

Wien, 2017 / Vienna 2017

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

A 066831

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

Zoologie / Zoology

Betreut von / Supervisor:

Univ.-Doz. Mag. Dr. Andreas Chovanec

INHALTSVERZEICHNIS

1. Abstract	1
2. Zusammenfassung	2
3. Einleitung	3
4. Material und Methoden	5
4.1 Untersuchungsgebiet und Entstehung der Donauinsel	5
4.2 Standortbeschreibung	6
4.3 Standortparameter	12
4.4 Erfassungsmethodik	18
4.4.1 Bodenständigkeit	19
4.4.2 Abundanzklassen	19
4.5 Analyse	20
4.5.1 Odonata -Habitat-Index	20
4.5.2 Libellen-Assoziationen	23
4.5.3 Auswertungen der Ähnlichkeitsbeziehungen der Standorte sowie der Artendiversität in Abhängigkeit von der hydrologischen Dynamik und der Habitatdiversität	23
5. Ergebnisse	25
5.1 Zusammenfassende Darstellung	25
5.2 Odonata-Habitat-Index	28
5.2.1 Vergleich der OHI-Werte für die Erhebung von 1990 – 2001 und die Erhebung in 2014	28
5.2.2 Sensitive Arten	30
5.3 Vergleich der Artengemeinschaften von 2014 mit 1990-2001	30
5.4 Vergleich der Artengemeinschaften 2014	35
5.5 Gewässertypbezogene Artenzahlen	37
5.6 Abhängigkeit der Artenvielfalt bodenständiger Libellenarten von der Habitatdiversität	39
5.7 Abhängigkeit der Artenvielfalt bodenständiger Libellenarten von der hydrologischen Dynamik	40

5.8	Libellen-Assoziationen	41
5.9	Gewinner und Verlierer	42
5.10	Gefährdete Arten	44
6.	Diskussion	48
6.1	Libellen als Bioindikatoren	48
6.2	Die Donauinsel als Libellenhabitat	49
6.2.1	Libellen-Assoziationen	49
6.2.2	Odonata-Habitat-Index	49
6.2.3	Gefährdete Arten	50
6.2.4	Resümee	51
6.3	Korridorfunktion, Bedeutung und Vergleich der einzelnen Standorte	51
6.4	Vergleich der Artengemeinschaften von 2014 mit 1990/2001	55
6.4.1	Libellen-Assoziationen	55
6.4.2	Odonata-Habitat-Index	55
6.4.3	Gefährdete Arten	56
6.5	Hydrologische Dynamik	57
7.	Maßnahmenvorschläge	58
8.	Literatur	62
9.	Anhang	68

1. ABSTRACT

The Danube Island was created between 1972 and 1988 during large-scale river training works on the Danube. Since then, the island has fulfilled an important function as a corridor between the Danube Floodplain Forest southeast and northwest of Vienna. To improve the corridor-function, between 1989 and 1990, artificial waterbodies, like side-arms, coves and ponds, were created. Their colonisation by dragonflies was documented in two long term studies between 1990 and 2001.

In 2014, 16 sampling sites at 15 waterbodies along the Danube Island were recorded in a 20 day rhythm from March until October. Most of the sites that have been sampled between 1990 and 2001 were included in the 2014 study.

A total of 4264 individuals belonging to 29 dragonfly species were found at the Danube Island, which is comparable to the diversity of species-rich floodplains. Analyses with linear Regression showed that number of species at the sampling sites increased with structural diversity. Ponds and also the backwater remnant “Toter Grund”, as waterbodies with the highest species diversity, play an important role as stepping stones in the Danube Island habitat network. At waterbodies with higher hydrological dynamics, species richness was lower. But also these waterbodies contribute to the corridor-function of the Danube Island. No dragonflies were found at the riprap banks of the Danube.

We compared species composition, species richness and habitat diversity of 2014 with the data of the two earlier studies. An analysis with the Odonata-Habitat-Index showed increasing habitat diversity on the one hand, and a dominance of waterbodies belonging to habitat-type 3 on the other hand. A comparison of the dragonfly species composition between 1990 - 2001 and 2014 showed a shift from pioneer species and species of temporary waterbodies to indicators of silting up processes. The majority of species (8 of thirteen species) that were not found any more in 2014 at the Danube Island were those ones adapted to pioneer sites or temporary waterbodies. The loss of these habitat-types is evaluated as extremely negative, because all of these eight species are classified in the Red List of Austria's dragonflies as either “near threatened”, “vulnerable”, “endangered” or “critically endangered”.

Given all collected information, this master thesis should be one of the bases for further management measures at the waterbodies of the Danube Island.

2. ZUSAMMENFASSUNG

Im Zuge der zweiten Donauregulierung entstand zwischen 1972 und 1988 die Donauinsel, die seither eine wichtige Funktion als Korridor zwischen den Donauauen südöstlich und nordwestlich von Wien einnimmt. Um diese zu verbessern, wurden in den Jahren 1989 und 1990 künstliche Gewässer, wie Seitenarme, Buchten und Weiher angelegt. Deren Besiedlung durch Libellen wurde in zwei Langzeitstudien zwischen 1990 und 2001 dokumentiert.

Im Jahr 2014 wurden 16 Standorte an 15 Gewässern entlang der Donauinsel erfasst. Der Großteil der zwischen 1990 und 2001 kartierten Standorte wurde in das Untersuchungsdesign von 2014 mit einbezogen. Die Begehungen der Standorte fanden zwischen März und Oktober in einem 20 Tages-Rhythmus statt.

Insgesamt wurden 29 Libellenarten und 4264 Individuen nachgewiesen, was vergleichbar mit der Diversität artenreicher Auegebiete ist. Analysen mit linearer Regression zeigten einen signifikant positiven Zusammenhang zwischen Artenzahl und Habitatdiversität. Die höchste Artenzahl konnte am Tritonwasser festgestellt werden. Weiher und auch der untersuchte Altarm „Toter Grund“, spielen als Gewässer mit der höchsten Artendiversität, eine wichtige Rolle als Trittsteine im Biotopverbundsystem Donauinsel. An Gewässern mit höherer hydrologischer Dynamik war die Artendiversität geringer. Trotzdem tragen auch diese Standorte wesentlich zu der Korridorfunktion der Donauinsel bei. Keine einzige Libelle konnte am Blockwurfufer der Donau beobachtet werden.

Weiter wurden Artenzusammensetzung, Artenreichtum und Habitatdiversität von 2014 mit den Daten der beiden früheren Studien verglichen. Analysen mit dem Odonata-Habitat-Index zeigten einerseits einer Steigerung der Habitatdiversität, andererseits eine Dominanz von Gewässern die dem Habitattyp 3 entsprachen.

Durch einen Vergleich der Libellenarten die zwischen 1990 und 2001 nachgewiesen wurden, mit jenen die im Jahr 2014 auftraten, wurde eine Verlagerung weg von Pionierarten und Arten temporärer Gewässer hin zu verlandungsanzeigenden Arten festgestellt. Der Großteil der Arten (8 von dreizehn Arten) die nicht mehr nachgewiesen werden konnten, war entweder auf Pionierstandorte oder temporäre Gewässer spezialisiert. Der Verlust dieser beiden Habitats ist als extrem negativ zu beurteilen, da alle diese acht Arten in der Roten Liste der österreichischen Libellen, entweder als „potentiell gefährdet“, „gefährdet“, „stark gefährdet“ oder „vom Aussterben bedroht“ eingestuft sind.

Anhand der gesammelten Informationen soll diese Masterarbeit eine der Grundlagen für weitere Management-Maßnahmen an den Gewässern der Donauinsel darstellen.

3. EINLEITUNG

Anthropogen verursachte Umweltveränderungen stellen in der heutigen Zeit die häufigsten Ursachen für den Verlust von Biodiversität dar (ALLAN & FLECKER 1993, BUIJSE et al. 2002). Bei Fließgewässern spielt Fragmentierung, verursacht durch schutzwasserbauliche Maßnahmen und energiewirtschaftliche Nutzungen eine wesentliche Rolle und übt einen negativen Einfluss auf die Artenvielfalt aus (NILSSON & BERGGREN 2000, PRINGLE 2003, ROUQUETTE & THOMPSON 2005).

Die österreichische Fließstrecke der Donau ist durch Verbauungsmaßnahmen und eine Kette von insgesamt zehn Wasserkraftwerken stark beeinträchtigt (MOOG et al. 1994). Die Regulierung der Donau in Wien und der Bau des Kraftwerks Freudenau führten zu einer Einschränkung der lateralen und linearen Konnektivität des Flusses. Die Verbindung der Klosterneuburger Au nordwestlich und der Lobau südöstlich von Wien war weitgehend unterbrochen. Mit dem Bau der Donauinsel wurde ein Korridor zwischen den beiden Auegebieten geschaffen (CHOVANEK et al. 2005). Eine naturnahe Ufergestaltung von erheblich veränderten Wasserkörpern ist dabei essentiell, um eine um longitudinale Konnektivität eines Gewässers zu gewährleisten. In den Jahren 1996 und 1997 wurden auf der Donauinsel Uferstrukturen, wie Seitenarme und Buchten, aber auch Weiher, errichtet. Dadurch, und durch die Bewahrung bereits existierender Feuchtgebiete, wurde sie zu einem wertvollen Lebensraum. Libellen und anderen Tiergruppen dienen solche Gewässer als Trittsteine im Biotopverbundsystem Donauinsel (CHOVANEK et al. 2002, CHOVANEK & SCHIEMER 2003). Um die Wirksamkeit der Korridorfunktion aufzuzeigen, wurde zwischen 1998 und 2001 die Besiedlung durch Libellen an zehn künstlich angelegten Gewässern dokumentiert. Zusätzlich wurden am 1989 errichteten Tritonwasser zwischen den Jahren 1990 und 2001 Kartierungen durchgeführt (CHOVANEK & RAAB 2002, RAAB 2003).

Aufgrund ihres ausgeprägten Ausbreitungsverhaltens besiedeln Libellen rasch neue Lebensräume, weswegen sie als Bioindikatoren zur Bewertung der ökologischen Wirksamkeit künstlich angelegter Gewässer innerhalb eines Biotopverbundes optimal geeignet sind (BRACCIA et al. 2007). Weitere Eigenschaften, die Libellen als Bioindikatoren prädestinieren, sind deren speziellen, hohen Ansprüche an einen naturnahen Lebensraum (CORBET 1999, SCHULTZ 2005, RAAB et al. 2006). Als Insekten mit einem amphibiotischen Lebenszyklus werden Überleben, Wachstum und Fortpflanzungserfolg von Ei, Larve und Imago durch die Verfügbarkeit aller notwendigen Teilhabitate und deren Zustand bestimmt (CHOVANEK 1994, FOOTE & HORNING 2005, BALZAN 2012, WILLIGALLA & FARTMANN 2012).

Libellen besiedeln ein breites Spektrum von Gewässertypen, das Auftreten einzelner Arten korreliert aber eng mit dem Vorkommen bestimmter Habitatparameter, welche insbesondere die Morphologie, Dynamik und strukturelle Ausstattung des Gewässers, sowie der Wasser-Land-Übergangszone und des Umlandes betreffen (CORBET 1999, OERTLI 2008). Bereits bei der Wahl des Reproduktionsgewässers wird der besonders starke Zusammenhang zwischen dem Vorkommen bestimmter Vegetationsstrukturen und einzelner Libellenarten deutlich (SCHINDLER et al. 2003, FOOTE & HORNING 2005, ROUQUETTE & THOMPSON 2005, CLAUSNITZER et al. 2009). Das Auftreten, die Abundanzen, das Fehlen oder Verschwinden einzelner Arten und Artgemeinschaften an einem Gewässer liefern deshalb wichtige Informationen über die Qualität eines Gewässers, dessen Ufer und Umland (SCHULTZ 2005, CHOVANEC et al. 2009). Libellen reagieren schnell und sensibel auf Veränderungen in ihrem Lebensraum, welche sich daher in den auftretenden Libellenzönosen widerspiegeln (CHOVANEC 1994, BULÁNKOVÁ 1997, CHOVANEC & WARINGER 2001, KUTCHER 2014). Dabei spielen sowohl durch den Menschen verursachte, als auch natürliche Veränderungen eines Lebensraumes, eine wichtige Rolle. Beide Faktoren, eine hohe anthropogene Nutzung sowie Sukzessionsprozesse haben den Lebensraum Donauinsel stark geprägt.

Ziel dieser Arbeit ist es, Entwicklungen in der Libellenbesiedlung im Zeitraum zwischen dem Abschluss vorangegangener Untersuchungen (1990-2001) und 2014 aufzuzeigen. Durch die Berechnung des Odonata Habitat Index (CHOVANEC & WARINGER 2001) werden anhand der auftretenden Libellenzönose Veränderungen bezüglich des Habitatangebots auf der Donauinsel festgestellt. Die untersuchten Standorte und Gewässertypen werden miteinander verglichen und deren Wirkung als Trittsteinbiotope im Biotopverbundsystem Donauinsel bewertet. Die Ergebnisse dieser Vergleiche dienen als Grundlage zur Ausarbeitung von Management-Maßnahmen an den erfassten Gewässern.

4. MATERIAL UND METHODE

4.1 Untersuchungsgebiet und Entstehung der Donauinsel

Die Donau ist mit einer Gesamtlänge von 2.857 km und einem Einzugsgebiet von 817.000 km² der zweitgrößte Fluss Europas (JUNGWIRTH et al. 2014). 357 km davon liegen in Österreich (CHOVANEK et al. 2000, CHOVANEK et al. 2005).

Im Zuge der zweiten Donauregulierung von 1972 bis 1988 wurde mit dem Aushub der Neuen Donau zwischen den Donau-Stromkilometern 1917 und 1938 ein 21 km langer Inselstreifen, die Donauinsel, aufgeschüttet. Die Oberkante der Insel liegt 4-6m höher als das ehemalige Überschwemmungsgebiet. Durch den Einsatz von schweren Baufahrzeugen bildeten sich Mulden mit verdichtetem Untergrund, die die Voraussetzung für die Entstehung lokaler Feuchtlebensräume darstellten (MICHLMAYR 2002). Mit dem Ziel, eine Biotopvernetzung zu schaffen, wurden ergänzend zu diesen Gewässern Weiher wie der Schwalbenteich und das Tritonwasser angelegt (GOLDSCHMID & GRÖTZER 2002). Die Erhaltung all dieser Gewässer basiert aufgrund fehlender Verbindung zum Grundwasser auf entsprechenden Pflege- und Dotationsmaßnahmen (GOLDSCHMID 1997). Anlässlich des Baues des Kraftwerkes Freudenu wurden am westlichen Ufer der Donauinsel zusätzlich Buchten, Seitengerinne und Schotterbänke angelegt (CHOVANEK et al. 2000, CHOVANEK et al. 2002, CHOVANEK et al. 2005). Durch den Erhalt ursprünglicher Altarmreste, wie das Zinkerbachl als Teil des ehemaligen Rollerwassers und des Toten Grundes, sowie durch die Schaffung naturnaher Ufer und lokaler Feuchtgebiete, entstand auf der Donauinsel ein Mosaik unterschiedlichster Lebensräume (GOLDSCHMID 1997).

Für Libellen, genauso wie für andere Tiergruppen wie z.B. Amphibien und Reptilien, stellen diese Gewässer ein Biotopverbundsystem zwischen den Klosterneuburger Auen im Nordwesten und den Donauauen im Südosten Wiens dar und ermöglichen einen genetischen Austausch zwischen einzelnen Populationen (CHOVANEK & SCHIEMER 2003).

4.2 Standortbeschreibungen

Im Rahmen der vorliegenden Untersuchung wurden auf der Donauinsel 16 Standorte an insgesamt 15 Gewässern zwischen Stromkilometer 1921,2 und 1936,4 untersucht. Die Lage der Standorte mit genauen Stromkilometerangaben ist Abbildung 1 zu entnehmen. Die als 9a+b angegebenen Standorte lagen beide am Tritonwasser. In den folgenden Auswertungen wurden deshalb die beiden Standorte nicht immer differenziert, sondern unter dem Standort 9 (TW) zusammengefasst. Standort 13 repräsentierte den durch Blockwurf geprägten Zustand der Donauinselufer vor den Strukturierungsmaßnahmen 1997 (CHOVANEK et al. 2002).

Die Gewässer, an denen die Standorte lagen, können in folgende 6 Typen eingeteilt werden:

- Seitenarme mit starker hydrologischer Verbindung zum Stauraum: Standorte 1, 8, 10, 11, 14
- Seitenarme mit geringer hydrologischer Verbindung zum Stauraum: 5
- Bucht zur Donau: 6
- Blockwurf Donauufer: 13
- Altarmreste zur Neuen Donau (Toter Grund, Zinkerbachl): 4, 12
- Weiher: 2, 3, 7, 9a+b, 15

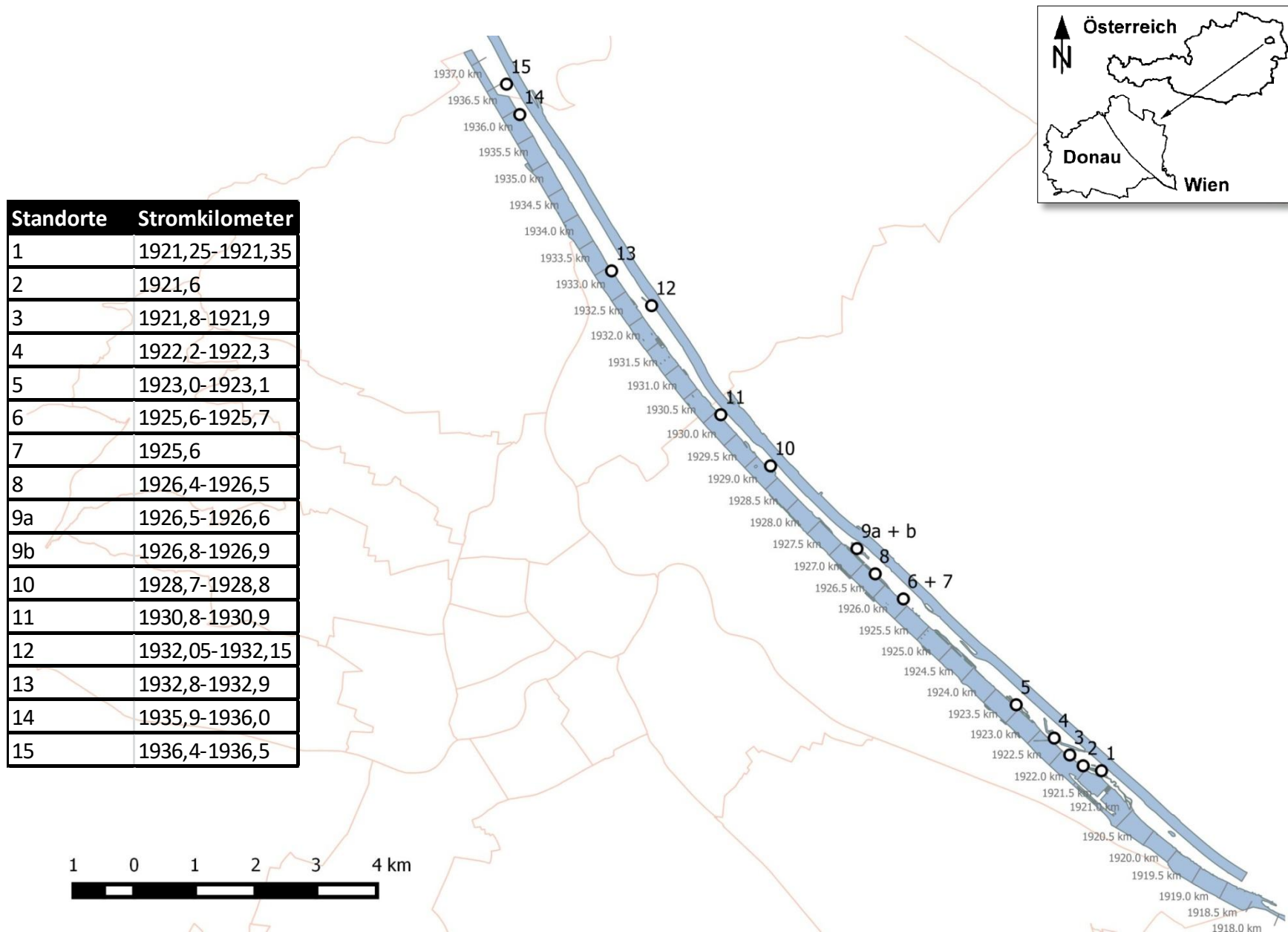


Abb.1: Darstellung der 16 Standorte auf der Donauinsel mit Stromkilometerangaben.

Die Standorte wurden so gewählt, dass sie möglichst repräsentativ für die auf der Donauinsel vorkommenden Gewässertypen waren. Da es auf der Donauinsel zwischen 1990 und 2001 bereits libellenkundliche Untersuchungen gab, wurden die damaligen Standorte in das Untersuchungsdesign bestmöglich miteinbezogen, um einen direkten Vergleich der Daten zu ermöglichen und Veränderungen in der Libellenfauna zu dokumentieren.

Standort 1 - Fischaufstieg (1921,25-1921,35):

Der Standort lag am Fischaufstieg des Laufkraftwerks Freudenau (Strom-km 1921,05). Kartiert wurde ein Stillwasserbereich des Umgehungsgerinnes, welcher in einen leicht durchströmten Bereich überging. Der Standort wies eine starke hydrologische Verbindung zum Stauraum auf. Die Ufervegetation bestehend aus *Phragmites australis* (dominierend), *Carex* sp. und *Phalaris arundinacea* ging in einen 10 m breiten Ufergehölzstreifen dominiert von *Salix* sp., *Alnus inaca*, *Lythrum salicaria*, *Cornus* sp. und *Viburnum opulus* über.

Standort 2 - Große Lacke (1921,6):

Begangen wurde das östliche Ufer eines 1.480 m² großen Weihers. Das Gewässer hatte keine Verbindung zum Stauraum. Das Ufer wies einen dichten Vegetationsaufwuchs aus *Solidago* sp., *Artemisia vulgaris*, *Rubus sectio Rubus* und *Equisetum arvense* auf. Eine durchgehende Schilfzone war nur im nördlichen Teil des Gewässers ausgebildet, das übrige Ufer war lückenhaft mit *Phalaris arundinacea* und *Iris pseudacorus* bewachsen. Prägende Strukturen waren zwei Inseln, sowie zahlreiche umgestürzte Bäume. Im Jahresverlauf wurde der Weiher von *Lemna* sp. bedeckt.

Standort 3 - Kleine Lacke (zwischen 1921,8 und 1921,9):

Der Weiher mit einer Größe von 115 m² wurde in seiner gesamten Ausdehnung kartiert. Das Gewässer hatte keine Verbindung zum Stauraum. Eine Einengung durch eine Grünschnittsammelstelle ließ das Gewässer hantelförmig erscheinen. Die südliche Gewässerhälfte war durch *Phragmites communis* und *Typha* sp. fast komplett zugewachsen, der nördliche Teil wies einen lockereren Schilfbestand auf. Im Jahresverlauf war immer mehr Jungschilf zu verzeichnen. Das westliche Ufer wurde von Moosaufwuchs und *Equisetum arvense* dominiert und ging dann in einen dichten Baum- und Strauchbestand (*Populus* sp., *Salix alba*, *Cornus* sp.) über. An der östlichen Gewässerseite reichte der Baum- und Strauchbestand bis an die Uferlinie heran.

Standort 4 - Toter Grund (1922,2-1922,3):

Beim Toten Grund handelte es sich um einen Altarmrest des ehemaligen Donau-Überschwemmungsgebiets. Die Erhebungen wurden am westlichen Ufer durchgeführt. Typische Pflanzen für die steile Böschung waren *Populus* sp., *Corylus avellana*, *Acer campestre* und *Cornus* sp. Der nördliche Bereich wies eine zunehmend dichter werdende Röhrichtzone auf. Im Wasser

befanden sich große Mengen an Totholz. Ab Juni war die Wasseroberfläche durch *Lemna* sp. bedeckt. Submerse Vegetation war am gesamten Standort verbreitet. Der maximale Wasserstand (> 100 cm) schwankte im Jahresverlauf um bis zu 50 cm.

Standort 5 (1923,0-1923,1):

Standort 5 lag am westlichen Ufer eines Seitenarmes, welcher über einen Rohrdurchlass mit der Donau verbunden war. Das Gewässer hatte daher eine geringe hydrologischer Verbindung zum Stauraum. Am Ufer ausgeprägt waren *Hippophae rhamnoides*, *Populus* sp. und *Cornus* sp. sowie eine Ruderalflur mit diversen Vertretern wie *Solidago* sp., *Falcaria vulgaris* und abschnittsweise *Equisetum arvense*. Im Wasser war eine schmale Röhrlichtzone bestehend aus *Phalaris arundinacea*, *Rorippa amphibia*, *Phragmites communis* und *Iris pseudacorus* ausgebildet. Totholz oder submerse Vegetation waren nicht vorhanden.

Standort 6 (19256-1925,7):

Standort 6 lag direkt an der Donau. Er umfasste eine Bucht mit anschließendem, durch Blockwurf befestigtem Donauufer. Innerhalb der Bucht war der Blockwurf unterbrochen und das Ufer von einem dichten *Carex*-Bestand bewachsen. Ab Juni konnte entlang des Ufers vermehrter Jungschilfzuwachs vermerkt werden. Submerse Vegetation war über etwa die Hälfte des Buchtbereichs ausgebildet. Rund um die Bucht verlief ein schmaler Ruderalflurstreifen, durchsetzt mit *Populus* sp., *Cirsium* sp. und *Equisetum arvense*. Angrenzend an die Ruderalflur befand sich ein einige Meter breiter Wiesenstreifen, welcher Mitte Juni gemäht wurde.

Standort 7 (1925,6):

Der 187 m² große Weiher ohne Verbindung zum Stauraum, wurde in seiner gesamten Ausdehnung untersucht. Das Stillgewässer war am östlichen Ufer von Pappeln (*Populus* sp.) umgeben. Das westliche Ufer des Weihers war von einem unterschiedlich dichten *Phragmites australis* Bestand geprägt. Im Frühsommer erreichte der Jungschilfzuwachs Höhen von bis zu 3 m. Am gesamten Gewässergrund wurzelte *Elodea* sp.. *Stratiotes aloides* breitete sich im Jahresverlauf auf einem Drittel, *Lemna* sp. auf einem Viertel der Wasseroberfläche aus.

Standort 8 (1926,4-1926,5):

Standort 8 lag an einem Donau-Seitenarm in unmittelbarer Nähe zum Tritonwasser. Der Seitenarm war an vier Stellen direkt mit der Donau verbunden. Begangen wurde der nördlichste Abschnitt des Gewässers. Die Ufervegetation, geprägt von *Populus* sp., wurde im Herbst zurückgeschnitten. An beiden Längsufern des Seitenarmes war eine durch Schotterbänke unterbrochene Röhrlichtzone bestehend aus *Phalaris arundinacea* ausgeprägt, in welcher auch *Iris pseudacorus* wuchs. Submerse Vegetation breitete sich im Jahresverlauf zunehmend aus.

Standort 9a +b – Tritonwasser (1926,5-1926,9):

An dem etwa 2 Hektar großen Gewässer wurden zwei für den Weiher repräsentative Standorte begangen. Für beide wurde die östliche sonnenexponierte Gewässerseite gewählt. Der Weiher war durch bei seiner Errichtung breitflächig aufgeforstetes Ufergehölz (dominierend *Populus* sp., *Cornus* sp.) umgeben.

Standort 9a im südlichen Teil, ausgehend von einer Schotterbank, war durch einen teilweise unterbrochenen *Phragmites australis* Bestand und starkes Hydrophytenwachstum geprägt. Ab Juni war ein kleiner Bestand von ca. 5 m² *Nuphar lutea* vorhanden.

An Standort 9b war das Ufer durch einen dichten Röhrichtgürtel geprägt, der an zwei Stellen durch mehrere Meter lange Schotterbänke unterbrochen wurde. Der Standort umfasste einen großflächigen Freiwasserbereich, welcher in einen schmalen, durch eine Insel begrenzten Gewässerteil überging. Am Standort waren ebenfalls Totholzstrukturen vorhanden. Im Jahresverlauf schwankte der Wasserstand des Tritonwassers um mindestens 20 cm.

Standort 10 (1928,7-1928,8):

Standort 10 lag an einem Seitenarm der Donau mit starker hydrologischer Anbindung zum Stauraum. Das begangene östliche Ufer war von - teilweise durch Röhricht (*Phalaris arundinacea*, *Phragmites australis*) durchsetzten - Sträuchern (*Cornus* sp., *Rosa canina*) dominiert. Ab Juni war die Freiwasserfläche von aufschwimmenden Algenwatten bedeckt. Totholzstrukturen waren vereinzelt ausgeprägt.

Standort 11 – Toter Hase (1929,9-1930,0):

Der Standort lag am östlichen Ufer eines Donau-Seitenarmes mit starker hydrologischer Anbindung zum Stauraum. Die begangene Uferlinie wies neben dichtem Ufergehölz (u.a. *Populus* sp. und *Salix alba*) einen unterschiedlich dichten, an mehreren Stellen unterbrochenen Röhrichtgürtel aus *Carex* sp. und *Phalaris arundinacea* auf. Der nördliche Abschnitt des Seitenarmes war beidseitig durch *Typha* sp. mit einer ausgeprägten Knickschicht bewachsen. Im Frühsommer erreichten die Junghalme eine Höhe von 3 m. Das direkt am Gewässer sehr dichte Ufergehölz lockerte mit zunehmender Entfernung vom Seitenarm auf und ging in eine Ruderalflur über. Submerse Vegetation war nicht ausgebildet. Das Substrat des Gewässers war sandig.

Standort 12 – Zinkerbachl (1932,05-1932,15):

Standort 12 befand sich an einem Altarmrest oberhalb dessen Mündung in die Neue Donau. Das steile Ufer des Zinkerbachls war beidseitig dicht von *Sambucus* sp., *Rubus sectio Rubus*, *Juglans regia*, *Cornus* sp. und *Prunus spinosa* bewachsen, wodurch das Gewässer zum Teil stark beschattet wurde. Zwischen dem Ufergehölz dominierten dichte Bestände von *Urtica dioica*. Im besonnten mündungsnahen Abschnitt war das Ufer von *Phalaris arundinacea* gesäumt. Der Standort war

wesentlich durch rege Bibertätigkeit beeinflusst. Durch den im Laufe des Jahres zunehmenden Totholzanteil wurde ein Aufstau des Wassers verursacht. Im Jahresverlauf breitete sich *Lemna* sp. geringfügig auf der Wasseroberfläche aus. Das Substrat des Gewässers war sandig.

Standort 13 – (1932,8-1932,9):

Standort 13 lag direkt am mit Blockwurf befestigten Donauufer. Das Ufer war von einer Baumhecke aus *Hippophae rhamnoides*, *Cornus* sp., *Prunus spinosa*, *Rosa canina* und *Populus* sp. gesäumt. Stellenweise war der Vegetationsgürtel unterbrochen und ein freier Zugang zum Wasser möglich.

Standort 14 – (1935,9-1936,0):

Der Standort lag an einem beidseitig mit der Donau verbundenen Seitenarm. Einzige Strukturen im Wasser waren Luftwurzeln der am Ufer wachsenden Silberweiden (*Salix alba*). Andere Ufergehölze waren beispielsweise *Populus* sp. und *Cornus* sp.. Geprägt wurde der Standort durch sein sandiges Substrat. Der Wasserstand von maximalen 120 cm schwankte im Jahresverlauf.

Standort 15 – Endelteich:

Der Endelteich, ein ca. 200 m² großer Weiher ohne Verbindung zu Stauraum oder Neuer Donau, wurde in seiner gesamten Ausdehnung untersucht. Das westliche Ufer war durch Gehölz bis hin zur Wasserfläche bewachsen. Das gegenüberliegende Ufer hingegen wies eine mehrere Meter breite, durch lockere krautige Vegetation (*Tanacetum vulgare*, *Lythrum salicaria* und *Arctium* sp.) und Moosaufwuchs dominierte Zone auf. Der offene Bereich ging in einen Vegetationsstreifen, geprägt durch *Populus* sp, *Salix alba*, *Viburnum lantana*, *Cornus* sp. und *Ligustrum* sp. über, welcher das gesamte Gewässer umgab. Die Uferlinie war von *Phragmites australis* und *Typha* sp. bewachsen. Besonders ausgeprägt war die Röhrlichtzone in der südlichen Hälfte des Gewässers, mit einem 5 m breiten Rohrkolbengürtel. Der *Phragmites*-Bestand nördlich des Weihers ließ die einstige Größe des Gewässers von 1.500 m² (JEHLE et al. 1997) erahnen. Im Jahresverlauf nahm submerse Vegetation zu und breitete sich flächendeckend über das Gewässer aus.

4.3 Standortparameter

Für das Auftreten einzelner Libellenarten sind bestimmte Umweltfaktoren von großer Bedeutung. Eine Beschreibung der einzelnen Standorte durch – aus libellenkundlicher Sicht wichtigen – abiotischen und biotischen Habitatparameter ist Tabelle 1 zu entnehmen. Ihre Ausprägung bzw. Bedeutung für den jeweiligen Standort ist durch Werte von 0 (nicht ausgeprägt und keine Bedeutung) bis 3 (starke Ausprägung und große Bedeutung) klassifiziert (CHOVANEC et al. 2014). Bei der hydrologischen Anbindung der Standorte an den Stauraum des Kraftwerkes Freudenau wurde zwischen 0 (keine Anbindung) bis 3 (starke Anbindung) unterschieden. Die Standorte lagen an fünf verschiedenen Gewässertypen (Altarm, Bucht, Donauufer, Seitenarm und Weiher) welche ebenfalls in Tabelle 1 angegeben sind.

Tab. 1: Abiotische und biotische Parameter an den 16 Standorten sowie deren Anbindung zum Stauraum. Gewässertypen: AA: Altarm, B: Bucht, DU: Donauufer, SA: Seitenarm, W: Weiher

Parameter	Standorte															
	1	2	3	4	5	6	7	8	9a	9b	10	11	12	13	14	15
Gewässertyp	SA	W	W	AA	SA	B	W	SA	W	W	SA	SA	AA	DU	SA	W
Hydrolog. Anbindung zum Stauraum	3	0	0	3	2	3	0	3	0	0	3	3	0	3	3	0
Hydrolog. Dynamik	2	0	0	1	2	2	0	2	0	0	2	2	1	3	2	0
Schotterufer	0	0	0	0	0	0	0	2	1	3	0	0	0	0	0	0
Sandsubstrat	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	3	0	3	0
Blockwurf	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0
Ried/Röhricht	3	2	3	2	2	2	3	2	2	2	2	3	0	0	0	3
Ufergehölz	3	3	2	3	3	3	2	2	3	2	2	3	3	3	2	2
Submerse Vegetation	0	3	0	3	0	2	3	2	3	2	2	0	0	0	0	3
Totholzstrukturen	0	0	2	3	0	1	2	0	1	2	1	2	3	0	1	0

In den Abbildungen 2-33 werden die Standorte durch Netzdiagramme, in denen die Ausprägung der libellenkundlichen Habitatparameter (siehe Tab. 1) dargestellt ist, sowie durch Fotos, präsentiert.



Abb. 2: Standort 1 - Fischaufstieg

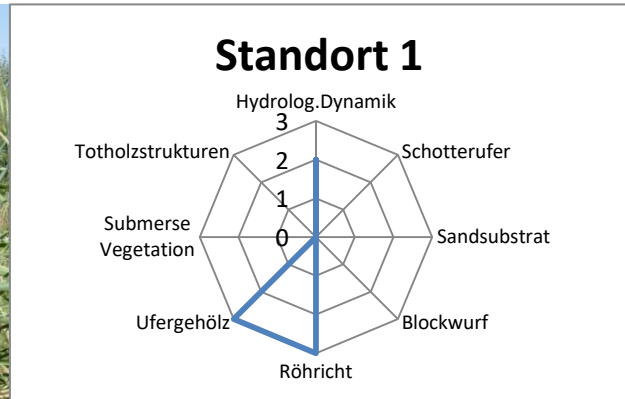


Abb. 3: Ausprägung der Habitatparameter an Standort 1.



Abb. 4: Standort 2 - Große Lacke

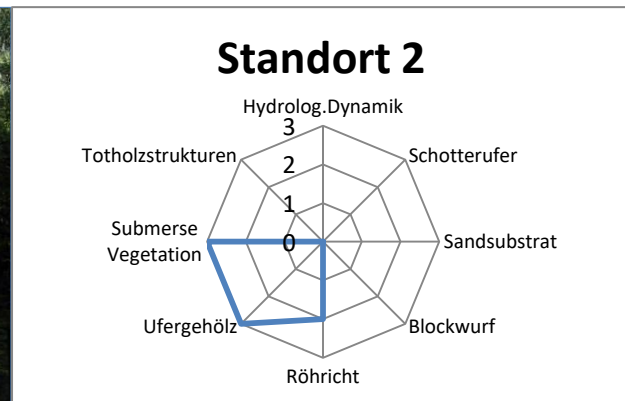


Abb. 5: Ausprägung der Habitatparameter an Standort 2.



Abb. 6: Standort 3 - Kleine Lacke

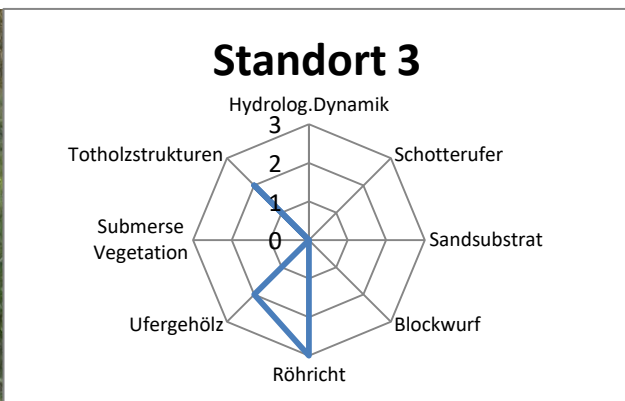


Abb. 7: Ausprägung der Habitatparameter an Standort 3.



Abb. 8: Standort 4 - Toter Grund

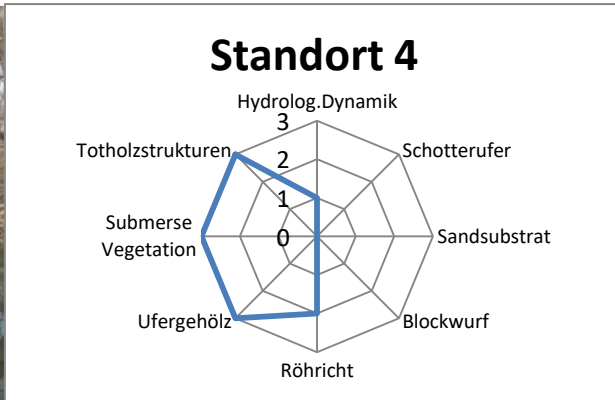


Abb.9: Ausprägung der Habitatparameter an Standort 4.



Abb. 10: Standort 5

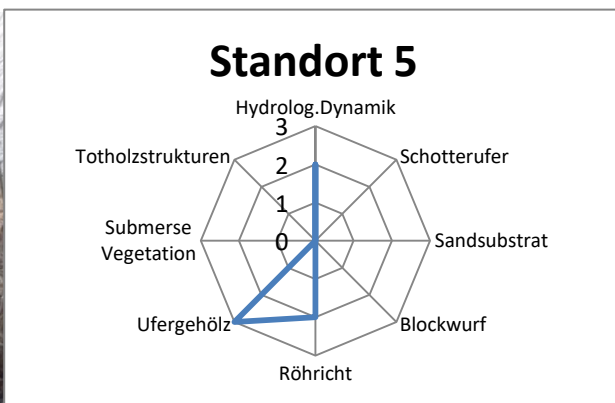


Abb. 11: Ausprägung der Habitatparameter an Standort 5.



Abb. 12: Standort 6

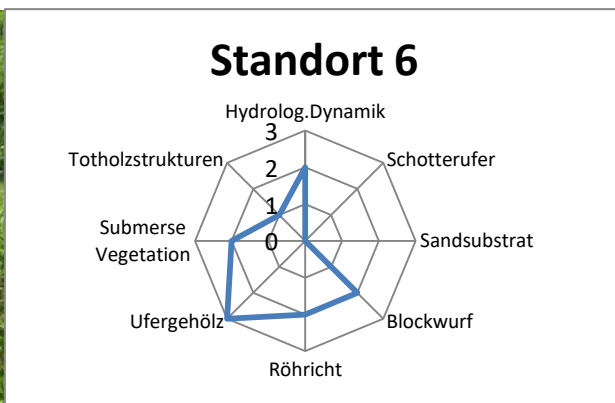


Abb. 13: Ausprägung der Habitatparameter an Standort 6.



Abb. 14: Standort 7

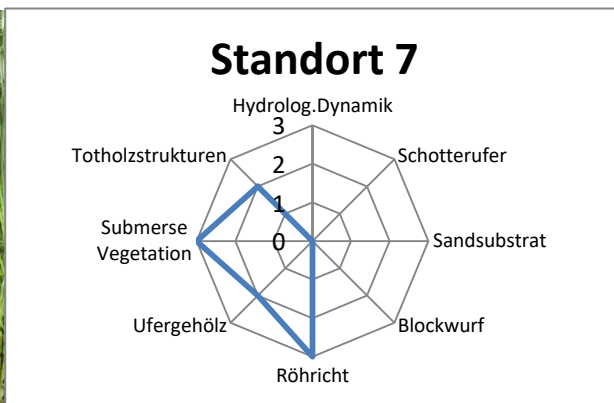


Abb. 15: Ausprägung der Habitatparameter an Standort 7.



Abb. 16: Standort

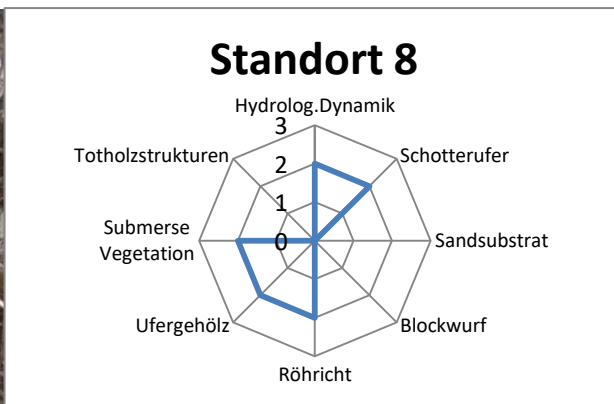


Abb. 17: Ausprägung der Habitatparameter an Standort 8.



Abb. 18: Standort 9a - Tritonwasser

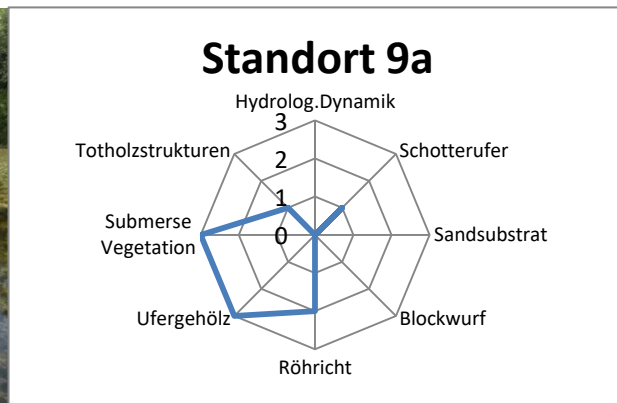


Abb. 19: Ausprägung der Habitatparameter an Standort 9a.



Abb. 20: Standort 9b - Tritonwasser

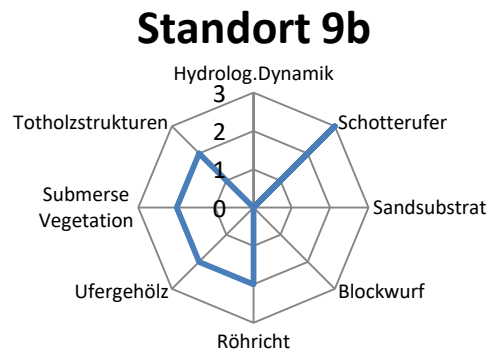


Abb. 21: Ausprägung der Habitatparameter an Standort 9b.



Abb. 22: Standort 10

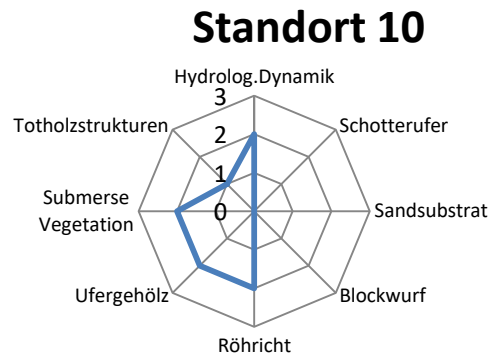


Abb. 23: Ausprägung der Habitatparameter an Standort 10



Abb. 24: Standort 11 - Toter Hase

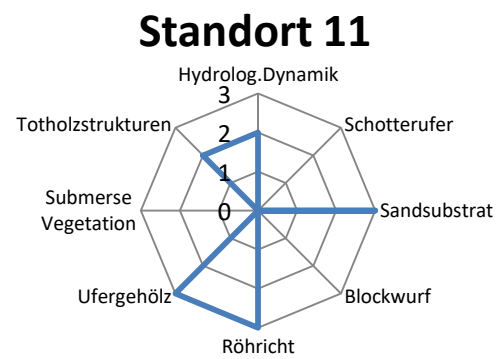


Abb. 25: Ausprägung der Habitatparameter an Standort 11.



Abb. 26: Standort 12- Zinkerbachl

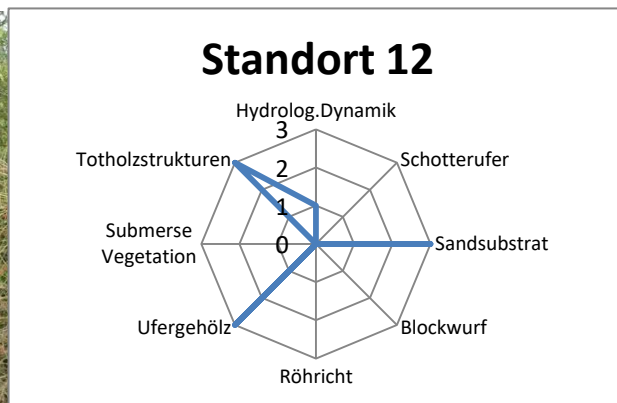


Abb. 27: Ausprägung der Habitatparameter an Standort 12.



Abb. 28: Standort 13-Blockwurf

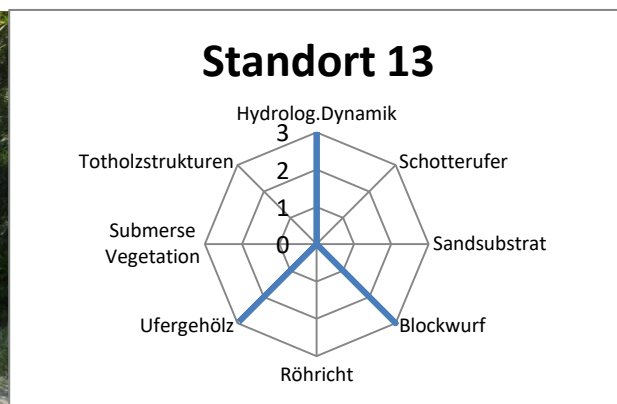


Abb. 29: Ausprägung der Habitatparameter an Standort 13.



Abb. 30: Standort 14

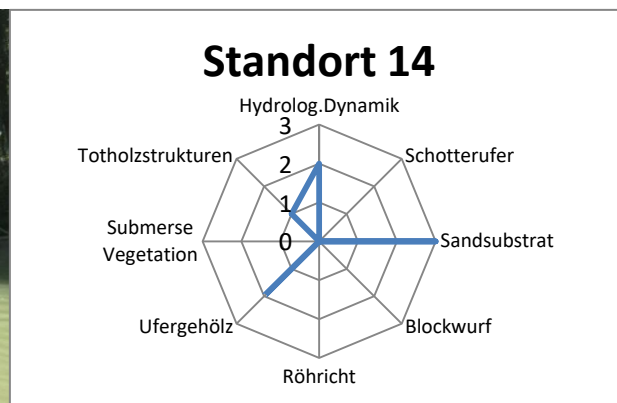


Abb. 31: Ausprägung der Habitatparameter an Standort 14.



Abb. 32: Standort 15 - Endelteich

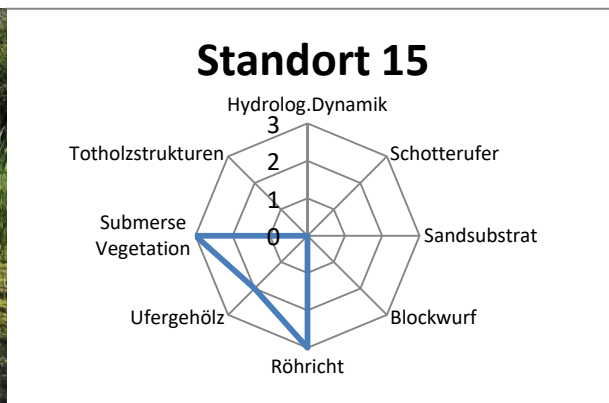


Abb. 33: Ausprägung der Habitatparameter an Standort 15.

4.4 Erfassungsmethodik

Um das gesamte Artenspektrum des Untersuchungsgebietes nachzuweisen, fanden die Begehungen, von Mitte März bis Mitte Oktober 2014, etwa in einem 20 Tage-Rhythmus statt. Insgesamt gab es 11 Termine, welche jeweils zwischen zwei und vier Tagen in Anspruch nahmen:

1. Begehung: 14. & 17.03., **2. Begehung:** 06. & 07.04., **3. Begehung:** 27. & 30.04., **4. Begehung:** 20. & 21.05., **5. Begehung:** 09.-13.06., **6. Begehung:** 28.06., 01., 03. & 04.07., **7. Begehung:** 19.-21.07., **8. Begehung:** 09. & 10.08., **9. Begehung:** 29. & 30.08., **10. Begehung:** 17. & 18.08., **11. Begehung:** 09., 10., 12. & 14.10.

Bei jeder Begehung wurden stets alle 16 Standorte erfasst. Bei den Standorten handelt es sich um an der Uferlinie begangene 100 m Abschnitte, die bezüglich ihrer Vegetation und Uferstruktur eine möglichst homogene und für das jeweilige Gewässer repräsentative Strecke darstellten. Kleinere Gewässer (Standort 3, 7 und 14) wurden in ihrer gesamten Ausdehnung untersucht. Die Begehungen fanden bei geeigneten Wetterbedingung, d. h. an sonnigen, windstillen bzw. -armen Tagen mit wolkenfreiem bis schwach bewölktem Himmel statt (CHOVANEK et al. 2002). In der Regel wurden die Zählungen zwischen 11:00 und 17:00 Uhr Mitteleuropäischer Sommerzeit durchgeführt, wobei Beginn und Ende je nach Jahreszeit bzw. Temperatur variierten und an besonders heißen Tagen in beide Richtungen ausgedehnt wurden.

Die Erhebung beschränkte sich hauptsächlich auf Imagines. Exuvien wurden nicht gezielt gesammelt und nur bei zufälligem Fund als Bodenständigkeitsnachweis der jeweiligen Art miteinbezogen. Die Bestimmung der Libellen erfolgte mit dem Fernglas, anhand von Fotos oder in einigen Fällen nach Fang mit einem Klappnetz und anschließender Bestimmung im Probengefäß. Nach der Bestimmung wurden gefangene Imagines umgehend wieder freigelassen. Bei der Bestimmung wurde nach DIJKSTRA (2006) vorgegangen. Exuvien wurden mit dem „Kosmos Libellenführer“ (BELLMANN 2007) und

dem „Field Guide to the larvae and exuviae of British Dragonflies“ (CHAM 2012, BROCHARD et al. 2012) bestimmt.

Zusätzlich wurden die Bodenständigkeit nach den Kriterien des Odonata Habitat Index von CHOVANEC & WARINGER (2001) und die Abundanz der einzelnen Arten gemäß CHOVANEC et al. (2012) aufgenommen.

4.4.1 Bodenständigkeit

Ausschlaggebend für die Einstufung einer Art als wahrscheinlich bodenständig an einem Standort waren:

- ❖ beobachtetes Reproduktionsverhalten wie Kopula, Eiablage und Tandemflug
- ❖ das Auftreten einer Art über zwei hintereinander folgende Begehungen hinweg, unabhängig von ihrer Abundanz
- ❖ das Auftreten einer Art bei einer Begehung in Abundanz der Klassen 3, 4, oder 5

Eine sichere Bodenständigkeit war durch Exuvienfunde oder den Nachweis frisch geschlüpfter Imagines einer Art gegeben.

Für die Auswertung wurden sowohl sicher als auch wahrscheinlich bodenständige Arten als bodenständig angesehen.

4.4.2 Abundanzklassen

Für die Auswertung mittels OHI erfolgte eine Zuordnung der Individuenzahlen in ein fünfstufiges Abundanzklassensystem: Einzelfund (1), Selten (2), Häufig (3), Sehr Häufig (4), Massenhaft (5) nach CHOVANEC et al. 2012 (Tab. 2). Die Zuteilung der einzelnen Arten in die fünf Abundanzklassen geschah unter Miteinbeziehung derer Raumansprüche und territorialer Verhaltensweisen. Individuen revierbildender Großlibellengruppen wie beispielsweise Aeshniden benötigen jeweils wesentlich mehr Raum als die meisten Vertreter der Unterordnung Zygoptera, welche meist gehäuft in Gruppen zu finden sind (CHOVANEC et al. 2012). Die Anwendung eines Abundanzklassensystems minimiert zudem methodische Fehler bei der Erfassung der Individuenzahlen und dient der Vergleichbarkeit der Daten.

Die Einstufung jeder nachgewiesenen Art erfolgte für jeden einzelnen Standort über deren an einem Begehungstermin maximal festgestellte Individuenzahl.

Tab.2: Abundanzklassensystem nach CHOVANEC et al. 2012.

	Einzelfund	Selten	Häufig	Sehr Häufig	Massenhaft
Zygoptera ohne Calopterygidae	1	2bis 10	11 bis 25	26 bis 50	>50
Calopterygidae und Libellulidae	1	2bis 5	6 bis 10	11bis 25	>25
Anisoptera ohne Libellulidae	1	2	3bis 5	6 bis 10	>11

4.5 Analyse

4.5.1 Odonata Habitat Index

Der Odonata Habitat Index (CHOVANEC & WARINGER 2001) wurde als standardisiertes Verfahren zur Bewertung des ökologischen Zustandes einzelner Standorte und Gewässer bis hin zu gesamten Fluss-Au-Systemen anhand von Libellen entwickelt.

Basis der Bewertung ist ein Vergleich des Ist-Zustandes mit einem weitgehend unbeeinflussten natürlichen Referenzzustand. Da die Donau bei Wien gemäß dem Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplan 2015 als erheblich verändertes Gewässer (heavily modified water body) ausgewiesen ist (BMLFUW 2016), wird als Referenzzustand das „maximale ökologische Potential“ herangezogen. Der Index wurde im Rahmen dieser Untersuchung vorrangig zur Charakterisierung der Habitatdiversität sowie zur Erfassung allfälliger Veränderungen gegenüber den Erhebungen von 1998 bis 2001 herangezogen.

Der Odonata-Habitat-Index gibt Auskunft über die hydrologische Dynamik bzw. Verlandungsintensität des jeweiligen Standorts. Habitatveränderungen spiegeln sich in Änderungen des Artenspektrums der Libellen und des Index wider. Voraussetzung dafür ist eine Einteilung der für Libellen relevanten Lebensräume in 5 Habitattypen (CHOVANEC & WARINGER 2001).

- ❖ **H1:** Ufer perennierender, durchströmter Gewässer. Hierbei kann es sich um Hauptarme handeln, aber auch um Nebengerinne mit dauernder Verbindung zum Hauptstrom. Beide werden charakterisiert durch eine hohe hydrologische Dynamik. Es gibt (nahezu) keine Verlandungsprozesse. Die Ufer sind offen, ein Ufergehölzaufwuchs ist vorhanden. Das Substrat wird hauptsächlich von sandigem Sediment und Schotter dominiert.
- ❖ **H2:** Perennierende Gewässer welche, zumeist strömungsfrei sind. Dabei handelt es sich um Nebengewässer die nur im Unterlauf mit dem Hauptstrom verbunden sind. Die Verlandungsintensität ist gering. Die Ufer sind offen oder von Gehölz bewachsen. Im Sediment überwiegt der Anteil von Sand und Schotter.
- ❖ **H3:** Der Habitattyp beschreibt Freiwasserbereiche perennierender, strömungsfreier Nebengewässer, deren hydrologische Dynamik gegenüber H1 und H2 deutlich reduziert ist. Es besteht keine direkte Stromverbindung mit dem Hauptgerinne. Durch die geringe Dynamik steigt die Verlandungsintensität stark an. Makrophytenbestände nehmen deutlich zu.
- ❖ **H4:** Ufer perennierender vom Hauptstrom komplett abgetrennter Seitenarme. Durch die fehlende Anbindung zum Hauptgerinne wird die Dynamik des Gewässers nochmals verringert. Verlandungsprozesse und Sedimentation nehmen zu. Röhrichtzonen sind dadurch

wesentlich dichter ausgeprägt und charakterisieren diesen Habitattyp. Das Substrat wechselt von Sand und Schotter zu Schlamm.

- ❖ **H5:** Der Habitattyp beschreibt temporäre Stillgewässer, welche mindestens einmal jährlich eine Austrocknungsphase durchlaufen. Diese findet zumeist im Spätsommer oder Herbst statt.

Die Bewertung der Standorte mittels OHI erfolgt ausschließlich über bodenständige Arten. Der Index wurde für jeden Standort einzeln berechnet, dabei wurde die höchste in der Untersuchungsperiode festgestellte Abundanz pro Art verrechnet.

Analog zum Saprobiensystem wurden die artspezifischen Habitatansprüche durch die Zuteilung von 10 Valenzpunkten auf die fünf Habitattypen quantifiziert (CHOVANEK & WARINGER 2001; Tab. 3).

Die artspezifischen Habitatwerte (HW) werden mit der Formel:

$HW = (1 \cdot H1 + 2 \cdot H2 + 3 \cdot H3 + 4 \cdot H4 + 5 \cdot H5) / 10$ berechnet.

Tab.3: Valenzpunkte, Habitatwerte und Indikationsgewichte für ausgewählte Arten (CHOVANEK & WARINGER 2001).

	H1	H2	H3	H4	H5	HW	IG
<i>Calopteryx splendens</i>	9	1	0	0	0	1,1	5
<i>Orthetrum cancellatum</i>	1	7	1	1	0	2,2	2
<i>Anax imperator</i>	1	1	5	3	0	3,0	1
<i>Sympetrum sanguineum</i>	0	2	0	5	3	3,9	2
<i>Lestes barbarus</i>	0	0	0	2	8	4,8	4

Das Indikationsgewicht wird für jede Art basierend auf dem Algorithmus von SLADCEK (1964) vergeben und kann Werte zwischen 1 und 5 annehmen. Stenöke Libellenarten tolerieren nur einen schmalen Schwankungsbereich eines Umweltfaktors oder mehrerer Umweltfaktoren und besitzen demnach ein höheres Indikatorpotential als euryöke Arten. Bei der Berechnung des OHI werden stenöke Arten deshalb durch ein höheres Indikationsgewicht ausgewiesen. Diese Arten mit einem Indikationsgewicht von ≥ 3 werden als sensitiv bezeichnet.

Habitatvalenzen, Habitatwerte und Indikationsgewichte der 2014 auf der Donauinsel nachgewiesenen Arten nach CHOVANEK & WARINGER (2001), können aus Tabelle 11 im Anhang entnommen werden.

Der OHI wird entsprechend der Formel: $\sum(HW \cdot A \cdot IG) / \sum(A \cdot IG)$ (ZELINKA & MARVAN 1961) für jeden Standort berechnet (HW: Habitatwert; A: Abundanz; IG: Indikationsgewicht). Das errechnete

Ergebnis kann Werte von 1-5 annehmen und zeigt die Habitatpräferenzen der Artenspektren an den einzelnen Standorten an (CHOVANEC & WARINGER 2001; Tab.4).

Tab.4: OHI-Werte und dadurch indizierte Habitattypen.

OHI	Habitattyp
1,0 - 1,7	H1
1,8 - 2,5	H2
2,6 - 3,3	H3
3,4 - 4,1	H4
4,2 - 5,0	H5

Vergleichsdaten zur Bewertung der Habitatdiversität

Als Vergleichsdaten zur Bewertung von Veränderungen der Habitatdiversität dienen die Ergebnisse der Untersuchungen am Tritonwasser zwischen 1990 und 2001 und an den neu geschaffenen Uferstrukturen zwischen 1998 und 2001: Für die Berechnung der OHI Werte für die zwischen 1990 und 2001 untersuchten Standorte konnten die damals herangezogenen Abundanzklassen (A= sicher bzw. wahrscheinlich bodenständig in großer Anzahl; B= sicher bzw. wahrscheinlich bodenständig in mittlerer Anzahl; C= sicher bzw. wahrscheinlich bodenständig in kleiner Anzahl; D= möglicherweise bodenständig: Vorkommen in mittlerer bis großer Anzahl, E= kaum bzw. nicht bodenständig) nicht übernommen werden und wurden in das im Rahmen der vorliegenden Arbeit verwendete Abundanzklassensystem überführt: Kategorie C: Abundanzklasse 2; Kategorien B und D: Abundanzklasse 3; Kategorie A: Abundanzklasse 4.

Da Libellen der Kategorie E als nicht bodenständig geführt wurden, war diese Kategorie für Berechnungen des OHI nicht relevant. Die Einteilung in die jeweiligen Abundanzklassen erfolgte durch die höchste festgestellte Abundanz für jede Art pro Standort zwischen den Jahren 1998 und 2001. Da Erhebungen am Tritonwasser von 1990 bis 2001 stattfanden, wurde die höchste Abundanzklasse für die OHI Berechnung aus den Daten von elf Jahren ausgewählt.

4.5.2 Libellen-Assoziationen

In die Auswertung wurden ebenfalls die von CHOVANEC et al. (2014) beschriebenen sieben Libellen-Assoziationen der Bioregion Östliche Flach- und Hügelländer miteinbezogen. Das System basiert auf den ökologischen Ansprüchen von 57 in dieser Bioregion potenziell auftretenden Libellenarten. Eine Korrelation dieser artspezifischen ökologischen Ansprüche mit gewässertypologischen Merkmalen mittels hierarchischer Clusteranalyse ergab sieben gewässertypspezifische Assoziationen:

- Assoziation offener Wasserflächen (A1)
- Assoziation spärlich bewachsener Ufer („Pioniergesellschaft“, A2)
- Assoziation von Röhricht und Ufergehölzen (A3)
- Assoziation von Röhricht und submersen Makrophyten (A4)
- Assoziation temporärer Gewässer (A5)
- Rhithral-Assoziation (A6)
- Potamal-Assoziation (A7)

4.5.3 Auswertungen der Ähnlichkeitsbeziehungen der Standorte sowie der Artendiversität in Abhängigkeit von der hydrologischen Dynamik und der Habitatdiversität

Das Arteninventar der im Jahr 2014 untersuchten Standorte wurde mithilfe des Bray-Curtis-Index untereinander auf Ähnlichkeiten getestet. Die Auswertung basierte auf den während einer Begehung maximal festgestellten Individuenzahlen bodenständiger Arten pro Standort. Standort 13 wurde in dieser Analyse nicht berücksichtigt, da keine Libellenart nachgewiesen werden konnte. Um bei der Berechnung auch seltenen Arten, gegenüber sehr häufigen Arten, mehr Gewicht zu geben, wurden die Daten quadratwurzel-transformiert. Die durch den Bray-Curtis-Index quantifizierten Ähnlichkeitsbeziehungen der Artengemeinschaften an den 15 Standorten wurden mit einem nichtmetrischen multidimensionalen Skalierungsverfahren (NMDS) dargestellt. Dabei zeigt der berechnete Stress-Wert an, ob die Darstellung mithilfe einer zweidimensionalen Ordination den tatsächlichen Ähnlichkeitsbeziehungen entspricht. Liegt der Wert unter 0,20, spiegelt die Darstellung den tatsächlichen Zustand wieder. Je näher sich zwei Elemente in diesen Abbildungen stehen, umso ähnlicher sind sie auch in der Realität.

Etwaige Zusammenhänge zwischen Bray-Curtis-Ähnlichkeiten bzw. den beiden Dimensionen (D1 und D2) und den aufgenommenen Habitatparametern wurden mit einer Spearman-Matrix-Rangkorrelation getestet. Zusätzlich wurde der Zusammenhang zwischen den beiden Dimensionen und der Habitatdiversität getestet. In die Berechnung der Habitatdiversität gingen nur Artenvielfalt fördernde Habitatparameter ein („submerse Vegetation“, „Röhricht“, „Ufergehölz“, „Schotterufer“,

Sandsubstrat“ und „Totholz“). Der Habitatparameter „Blockwurf“ wurde von dieser Analyse ausgeschlossen, da diese Uferstruktur einen negativen Einfluss auf die Artenvielfalt ausübt. Aus dem Vorhandensein der Parameter an den einzelnen Standorten wurde die Habitatdiversität 1, über die Ausprägung der Habitatparameter in den Kategorien 1-3 wurde die Habitatdiversität 2 berechnet. Zusammenhänge zwischen der Entfernung der Standorte zueinander und Ähnlichkeiten ihrer Artenspektren wurden mit einer Spearman-Matrix-Rangkorrelation getestet.

Um Unterschiede zwischen den Gewässern der Kategorien Weiher und Seitenarme hinsichtlich ihrer Artenzusammensetzung aufzuzeigen, wurde mit einer einfaktoriellen ANOSIM (Analysis of Similarity) getestet.

Zusammenhänge zwischen Habitatdiversität, bzw. der strukturellen Ausstattung der Standorte und deren Artendiversität wurden mittels linearer Regression dargestellt. In die Analyse gingen die Habitatparameter „Submerse Vegetation“, „Röhricht“, „Ufergehölz“, „Schotterufer“, Sandsubstrat“ und „Totholz“ mit ein.

Der Effekt der hydrologischen Dynamik auf die Artenzahl wurde mit einem ungepaarten t-Test berechnet. Die Standorte wurden für die Analyse in Gewässer ohne bis geringe und mäßig bis hohe hydrologische Dynamik aufgeteilt. Mittels linearer Regression wurde der Einfluss der Habitatdiversität 1 und 2 auf die Anzahl der bodenständigen Arten getestet.

Die Berechnungen der Bray-Curtis-Ähnlichkeiten, der einfaktoriellen ANOSIM und der Spearman-Matrix-Rangkorrelation zur Testung distanzbedingter Ähnlichkeiten zwischen den Standorten erfolgte mit dem Programm Primer 5.2.9. Die Spearman-Matrix-Rangkorrelation zur Untersuchung von Korrelationen zwischen Bray-Curtis-Ähnlichkeiten und den aufgenommenen Habitatparametern, der ungepaarte t-Test und die lineare Regression wurden mit dem Programm STATISTICA 7.1 berechnet.

5. ERGEBNISSE

5.1 Zusammenfassende Darstellung

Im Zuge der Begehungen im Jahr 2014 wurden an 16 Standorten insgesamt 29 Libellenarten festgestellt; dies entspricht 37 % der 78 Arten umfassenden österreichischen Odonatenfauna (HOLZINGER et al. 2015). Von den 29 beobachteten Arten konnten 27 an mindestens einem Standort als bodenständig eingestuft werden. Nicht bodenständig waren *Somatochlora metallica* und *Orthetrum albistylum*, welche jeweils bei einer Begehung lediglich an einem Standort durch maximal zwei Individuen vertreten waren. Aus der UO *Zygoptera* stammten zwölf der nachgewiesenen Arten, 17 aus der UO *Anisoptera*. Durch die zwölf nachgewiesenen Kleinlibellenarten sind alle vier in Österreich auftretenden Kleinlibellen-Familien (Calopterygidae, Lestidae, Coenagridae und Platycnemididae) vertreten, durch die 17 Großlibellenarten drei der fünf Familien (Aeshnidae, Corduliidae und Libellulidae; Tab. 5).

Die Familie Coenagrionidae war mit sieben Arten (*Pyrrhosoma nymphula*, *Coenagrion puella*, *Coenagrion pulchellum*, *Coenagrion scitulum*, *Erythromma najas*, *Erythromma viridulum*, *Ischnura elegans*) innerhalb der Kleinlibellen am stärksten repräsentiert. Aus der Familie Lestidae wurden *Lestes sponsa*, *Lestes viridis* und *Sympecma fusca* nachgewiesen. Die Familien Calopterygidae und Platycnemididae waren jeweils durch eine Art, *Calopteryx splendens* und *Platycnemis pennipes*, vertreten.

Der Großteil des Artenspektrums der UO Anisoptera stammt aus den Familien Aeshnidae (*Brachytron pratense*, *Aeshna cyanea*, *Aeshna grandis*, *Aeshna isoceles*, *Aeshna mixta*, *Anax imperator*, *Anax parthenope*) und Libellulidae (*Libellula fulva*, *Libellula quadrimaculata*, *Orthetrum albistylum*, *Orthetrum cancellatum*, *Crocothemis erythraea*, *Sympetrum sanguineum*, *Sympetrum striolatum*, *Sympetrum vulgatum*). Die Familie der Corduliidae wurde durch die Arten *Cordulia aenea* und *S. metallica* repräsentiert.

Unabhängig von ihrer Bodenständigkeit waren neun Arten (*C. splendens*, *P. pennipes*, *I. elegans*, *S. fusca*, *L. viridis*, *A. mixta*, *A. parthenope*, *S. striolatum* und *S. sanguineum*) an mehr als zehn Standorten verbreitet. *P. pennipes* war innerhalb der UO *Zygoptera* die Art die am häufigsten nachgewiesene Art. Sie konnte an 15 Standorten nachgewiesen werden. *S. striolatum* war an 13 Standorten zu finden und somit die am weitest verbreitete Großlibelle.

Die höchste, während einer Begehung festgestellte Individuenzahl lag bei über 100 Individuen von *C. puella* am Endelteich. Für *S. fusca* waren es am Untersuchungsabschnitt 9a des Tritonwassers 95 Individuen. *P. pennipes* erreichte eine Individuenzahl von 89 Individuen am Standort 6.

Die Artenzahlen pro Standort variierten zwischen 0 am Standort 13 und 25 am Tritonwasser (Standort 9). Die Zahl der bodenständigen Arten schwankte zwischen 0 und 21 Arten (Tritonwasser) pro Standort. Die zweithöchste Gesamtartenzahl von 23, sowie Zahl der bodenständigen Arten (19), wurde an Standort 4, dem Toten Grund nachgewiesen. Der Endelteich (Standort 15) wies mit 19 Arten den drittgrößten Artenumfang der 15 Gewässer auf. An den Standorten 1, 2, 3, 6, 7 und 8 wurden zwischen 10 und 17 Arten nachgewiesen, wobei jeweils über die Hälfte der Arten bodenständig waren. An den Standorten 5, 11 und 12 konnten maximal 50% der vorhandenen Arten als bodenständig eingestuft werden. Zusammen mit den Standorten 14 und 13 (an dem keine Libelle festgestellt wurde), waren diese Standorte mit 0 bis 9 Arten jene mit der geringsten Diversität.

Tab. 5: Maximal festgestellte Abundanzen (Klassen 1-5) und Bodenständigkeit (*) der Libellenarten an den Standorten. Daten für das Tritonwasser in 9a und 9b getrennt und in Standort 9 zusammengefasst. Standorte/Art: Anzahl der Standorte, an denen die jeweilige Art auftrat. OHI: Odonata Habitat Index. HW Range: Spannweite der Habitatwerte der an den Standorten auftretenden Arten.

Arten	Standorte																	
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	9a	9b	10	11	12	13	14	15	Standorte/Art
<i>Calopteryx splendens (s)</i>	4*	3*	0	2*	0	2*	1	3*	2*	2*	0	2	1	2*	0	3*	0	11
<i>Sympecma fusca</i>	5*	3*	0	2*	2*	2*	3*	2	5*	5*	5*	3*	0	0	0	0	2*	11
<i>Lestes sponsa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2*	1
<i>Lestes viridis</i>	2*	3*	3*	1*	0	2*	2*	1	2*	2*	2*	2	2	0	0	0	2*	12
<i>Platycnemis pennipes</i>	4*	3*	3*	4*	5*	5*	3*	4*	4*	4*	3*	4*	5*	2*	0	2*	3*	15
<i>Pyrrhosoma nymphula (s)</i>	0	0	0	0	0	0	2*	1	2	2	0	1	0	0	0	0	0	4
<i>Coenagrion puella</i>	2	5*	3*	3*	0	2*	4*	0	5*	5*	3*	3*	0	0	0	0	5*	10
<i>Coenagrion pulchellum (s)</i>	0	2*	0	2*	0	0	0	0	2*	2*	2*	2*	0	0	0	0	0	5
<i>Coenagrion scitulum (s)</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2*	1
<i>Erythromma najas (s)</i>	0	0	0	3*	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0	3
<i>Erythromma viridulum (s)</i>	0	0	0	3*	0	0	2*	2*	3*	3*	3*	4*	0	0	0	0	2*	7
<i>Ischnura elegans</i>	5*	1	2*	2*	3*	3*	2*	5*	4*	4*	4*	5*	3*	2	0	0	2*	14
<i>Brachytron pratense (s)</i>	3*	2*	1	2*	0	1	2*	0	2*	2*	2	0	0	0	0	0	1	9
<i>Aeshna cyanea</i>	0	1	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2*	4
<i>Aeshna grandis (s)</i>	0	1	0	2*	1	1	1	0	1*	1*	0	0	0	0	0	0	0	6
<i>Aeshna isoceles (s)</i>	0	0	3*	2*	0	0	1	1	3*	2*	3*	1	0	0	0	0	1*	8
<i>Aeshna mixta (s)</i>	2	1*	1	4*	1	2*	0	1	4*	4*	3*	0	0	0	0	0	1*	10
<i>Anax imperator</i>	0	0	1*	2*	0	1	0	1*	2*	2*	2*	2*	0	0	0	0	1*	8
<i>Anax parthenope (s)</i>	0	0	0	2*	1	1	1	2*	2*	2*	1*	2*	0	1	0	0	1	10
<i>Cordulia aenea</i>	0	2	0	2	0	1	0	2*	2	2	0	0	0	0	0	0	0	5
<i>Somatochlora metallica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Libellula fulva (s)</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	3*	3*	1	0	0	0	0	0	0	1
<i>Libellula quadrimaculata(s)</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	2*	2*	2*	0	0	0	0	0	3*	4
<i>Orthetrum albistylum</i>	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Orthetrum cancellatum</i>	0	0	0	2	1	0	0	3*	3*	3*	3*	4*	2	0	0	0	0	7
<i>Crocothemis erythraea</i>	0	0	0	2*	0	0	0	2*	3*	3*	2*	2*	0	1	0	0	2*	7
<i>Sympetrum sanguineum</i>	2*	4*	1*	4*	0	3*	2*	1	4*	4*	3*	1*	0	0	0	0	3*	11
<i>Sympetrum striolatum</i>	2	2*	3*	5*	4*	4*	3*	5*	5*	5*	4*	4*	0	3*	0	0	4*	13
<i>Sympetrum vulgatum</i>	0	0	3*	3*	1	0	1	0	3*	3*	2	2	0	0	0	0	1	8
Gesamtartenzahl/davon Bodenständig	10/7	14/10	12/9	23/19	9/4	15/9	16/10	16/10	25/21	25/21	19/18	18/13	5/2	6/3	0/0	2/2	19/16	29/27
OHI 2014	2,47	2,82	3,40	3,09	2,79	2,71	3,23	2,39	3,02	3,00	3,25	2,96	2,38	1,66	0	1,13	3,30	
OHI (1990-2001)	/	/	/	3,32	2,95	2,95	3,25	2,97	3,34	3,34	3,34	2,82	2,77	/	0	2,65	/	
RANGE HW	1,1-3,9	1,1-3,9	2-3-9	1,1-3,9	2-3,4	1,1-3,9	2-3,9	1,1-3,3	1,1-3,9	1,1-3,9	2-3,9	2-3,9	2-3	1,1-3,3	0	1,1-2	2-3,9	

5.2 Odonata Habitat Index

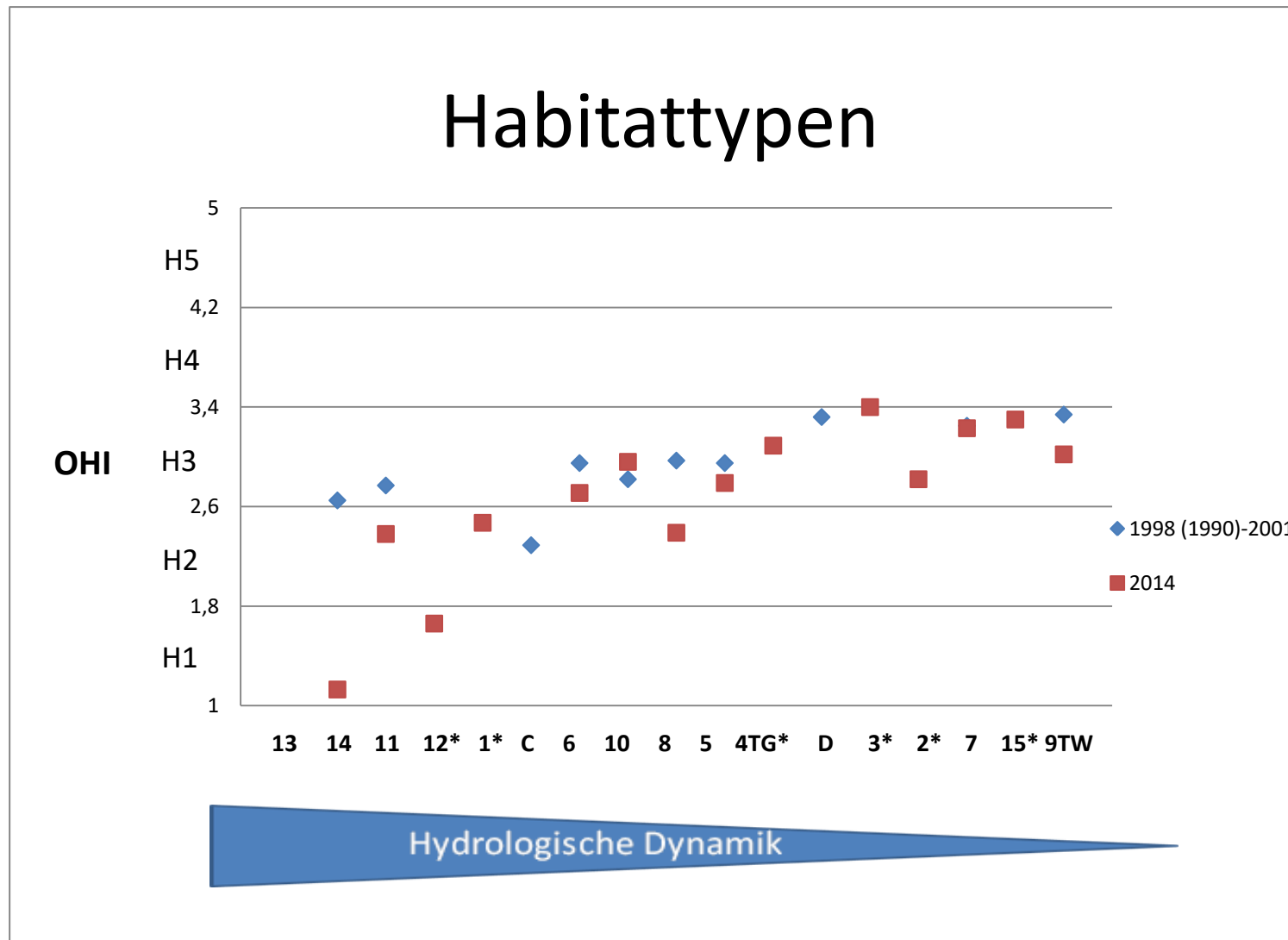
Für jeden Standort wurde über den bodenständigen Anteil des Artenspektrums der Odonata Habitat Index (OHI) errechnet. Aus Abbildung 34 geht hervor, dass die OHI-Werte der Standorte 12 und 14 Habitattyp 1, jene der Standorte 1, 8 und 11 Habitattyp 2 indizierten. Die OHI-Werte von neun der 16 Standorte waren Habitattyp 3, Standort 3 dem Habitattyp 4 zuzuordnen. Von den fünf möglichen Habitattypen waren demnach vier auf der Donauinsel repräsentiert (Abb. 34). Der Bereich der Habitatwerte der nachgewiesenen Arten reichte von 1,1 (*C. splendens*; H1) bis 3,9 (*L. sponsa*, *S. sanguineum*; H4) (Tab. 5).

5.2.1 Vergleich der OHI-Werte für die Erhebungen von 1990 – 2001 und die Erhebung von 2014

Die OHI-Werte, welche mit den zwischen 1990 bzw. 1998 und 2001 erhobenen Daten errechnet wurden, indizierten hauptsächlich eine Zuteilung der Standorte in den Habitattyp 3. Nur ein, im Jahr 2014 nicht kartierter Standort entsprach dem Habitattyp 2. Im Jahr 2014 fielen die OHI-Werte, mit Ausnahme des Standortes 10 an allen Standorten niedriger aus. Bei sechs der neun Standorte waren die Abweichungen so gering, sodass eine Zuordnung in denselben Habitattyp (H3) erfolgte. Die OHI Werte der Standorte 8, 11 und 14 wichen stärker voneinander ab, wodurch es folglich zu einer Zuordnung in unterschiedliche Habitattypen (H1 und H2) kam (Abb. 34).

Zusammenfassend bedeutet die Ausprägung der Habitattypen 1 oder 2 an fünf Standorten eine Steigerung der Diversität des Habitatangebots auf der Donauinsel.

Abb. 34: Errechnete OHIs mit den von 1990 bis 2001 und den 2014 aufgenommen Daten. Nachstehendes * - Standorte die nur 2014 begangen wurden. Standorte C und D wurden 2014 nicht begangen. Alle anderen Standorte wurden während beiden Untersuchungen kartiert.



5.2.2 Sensitive Arten

Tabelle 9 gibt einen Überblick über die von 1990 bis 2001 und 2014 nachgewiesenen Arten. Sensitive Arten sind durch ein hinter dem Artnamen stehendes (s) markiert. Das bedeutet ihr Indikationsgewicht ist ≥ 3 . Je höher das Indikationsgewicht (IG) einer Art, desto höher ist ihre Spezialisierung auf einen der fünf Habitattypen. Die biologische Nische dieser stenöken Arten ist im Gegensatz zu euryöken Arten wesentlich begrenzter und ihr Toleranzbereich schmaler. Als Zeigerarten fallen sie mit ihrem höheren Indikationsgewicht bei der OHI-Berechnung stärker ins Gewicht als euryöke Arten, deren Indikationsgewicht bzw. Indikatorpotential geringer ist (CHOVANEK & WARINGER 2001, CHOVANEK et al. 2012).

Der Anteil sensibler Arten an der Gesamtfauuna lag im Jahr 2014 bei 45 % (13 Arten). Zwischen 1990 und 2001 waren es 53 % (21 Arten). Das bedeutet, dass ein Großteil der 2014 nicht mehr aufgetretenen Arten ein Indikationsgewicht ≥ 3 besaß und auf einen bestimmten Habitattyp spezialisiert war. Die Hälfte dieser 10 sensiblen Arten, die nicht mehr festgestellt wurden, sind typische H5 Arten.

Verbreitung und Häufigkeit der 13 sensiblen Arten auf der Donauinsel waren 2014 unterschiedlich und reichten vom Auftreten an nur einem Untersuchungsabschnitt (*C. scitulum* und *L. fulva*) bis hin zum Vorkommen an elf Untersuchungsabschnitten (*C. splendens*) in den Abundanzklassen von 1 bis 4. Die Mehrheit war aber an weniger als der Hälfte aller Standorte verbreitet. Der Anteil sensibler bodenständiger Arten war mit zehn Arten am Tritonwasser am höchsten. Von den 19 bodenständigen Arten des Toten Grundes waren neun sensitive Arten. Am Endeteich waren es fünf Arten. An den Standorten 1, 2, 3, 5, 7, 8, 10, 12 und 14 schwankte die bodenständige Anzahl sensibler Arten zwischen eins und vier. An den Standorten 5, 11 und 13 war keine der bodenständigen Arten sensitiv.

5.3 Vergleich der Artengemeinschaften von 2014 mit jenen von 1990-2001

Bei einem Vergleich der Daten von 2014 mit den zwischen 1990 (1998) und 2001 erhobenen Daten ist festzustellen, dass 13 Spezies im Artenspektrum der Donauinsel nicht mehr auftreten. Bei diesen Arten handelt es sich um drei Vertreter der UO Zygoptera (*Lestes barbarus*, *Ischnura pumilio* und *Enallagma cyathigerum*) der Rest ist der UO Anisoptera zuzuordnen (*Aeshna affinis*, *Anax ephippiger*, *E. bimaculata*, *Libellula depressa*, *Sympetrum danae*, *Sympetrum depressiusculum*, *Sympetrum fonscolombii*, *Sympetrum meridionale*, *S. pedemonatnum* und *Leucorrhinia pectoralis*) (Tab. 6).

Als Pionierarten zählen *I. pumilio*, *E. cyathigerum*, *L. depressa*, *S. fonscolombii* und *S. pedemonatnum* zu den Erstbesiedlern neu entstandener Stillgewässer, welche noch frei von Vegetation sind. Sobald Verlandungsprozesse einsetzen und die Verkräutung und Verbuschung des Gewässers zunehmen,

verschwinden diese (WILDERMUTH & MARTENS 2014). *L. barbarus*, *A. affinis*, *A. ephippiger*, *S. danae*, *S. depressiusculum* und *S. meridionale* sind typische Besiedler temporärer Gewässer und konnten zwischen 1990 und 2001 am Tritonwasser nachgewiesen werden.

Neu im Artenspektrum der Donauinsel war der am Tritonwasser festgestellte Spitzenfleck *L. fulva*. Die frühe Adonislibelle *P. nymphula* wurde auf der Donauinsel von Raab erstmals im Jahr 2000 (am Zinkerbachl) nachgewiesen (RAAB 2003). 2014 trat sie an vier Standorten auf.

Im nachfolgenden Abschnitt wird auf die Veränderungen der Libellengemeinschaften jener Standorte eingegangen, welche sowohl zwischen 1990 bzw. 1998 und 2001, als auch 2014 libellenkundlich untersucht wurden:

Standort 5: An dem Standort konnten im Jahr 2014 vier der zwischen 1998 und 2001 festgestellten Arten nicht mehr nachgewiesen werden (*E. viridulum* und *E. najas* sowie *S. metallica* und *C. aenea*). Dabei handelte es sich vorwiegend um Arten, welche Anzeiger für submerse Makrophyten und Schwimmblattpflanzen sind. *S. fusca* als Zeiger von Röhricht und Ufergehölzen konnte für den Standort neu und bodenständig nachgewiesen werden.

Standort 6: Im Artenspektrum gab es die größten Veränderungen innerhalb der Familie der Segellibellen Libellulidae. *L. depressa*, *Libellula quadrimaculata*, *Orthetrum cancellatum*, *Crocothemis erythraea* und *S. vulgatum* traten 2014 nicht mehr an diesem Standort auf. Innerhalb der UO *Zygoptera* traten *I. pumilio* und *E. cyathigerum* nicht mehr auf. *I. pumilio*, *L. depressa* und *O. cancellatum* sind typische Arten vegetationsarmer Gewässer mit ausgeprägten Schotterflächen. Arten die 2014 nachgewiesen wurden, zwischen 1998 und 2001 aber noch nicht auftraten, sind typische Besiedler reiferer Gewässer, mit ausgeprägtem Röhrichtbestand und Ufergehölzen (*S. fusca*, *L. viridis*, *B. pratense*, *A. cyanea*, *A. grandis*, *A. mixta*, *C. aenea* und *S. sanguineum*).

Standort 7: Der Weiher besaß zwischen 1998-2001 mit 26 Arten das zweitgrößte Artenspektrum. Während den Kartierungen 2014 konnten 16 Arten an dem Stillgewässer festgestellt werden. 2014 fehlten Besiedler vegetationsarmer Gewässer wie *L. depressa*, *O. cancellatum*, *S. fonscolombii*, *Sympetrum pedemontanum* und *I. pumilio* (RAAB et al. 2006). *B. pratense* und *A. grandis* konnten für das Stillgewässer neu vermerkt werden.

Standort 8: An dem Standort waren vier Libellenarten aus dem zwischen 1998 und 2001 kartierten Artenspektrum nicht mehr vertreten (*I. pumilio*, *E. najas*, *L. depressa* und *O. albistylum*). Fünf Arten wurden während der Begehungen 2014 zusätzlich nachgewiesen (*S. fusca*, *P. nymphula*, *A. isoceles*, *C. aenea* und *S. vulgatum*).

Standort 10: Standort 10 war der einzige, dessen Artenzahl gegenüber den Kartierungen von 1998 bis 2001 gestiegen ist. Während der Kartierungsperiode von 1998 bis 2001 konnten insgesamt 12 Arten nachgewiesen werden. 2014 lag das Artenspektrum bei 19 Arten. Neu hinzugekommen sind *Anax imperator*, *A. isoteles*, *C. erythraea*, *E. najas*, *C. pulchellum*, *C. puella*, *P. nymphula* und *L. viridis*, welche Anzeiger für ausgeprägte Makrophytenbestände und vegetationsreiche Ufer sind. Im 2014 kartierten Artenspektrum nicht mehr vorhanden waren *I. pumilio*, *A. mixta* und *O. albistylum*.

Standort 11: Das Artenspektrum dieses Standortes veränderte sich dahingehend, dass *A. imperator* und *S. striolatum* 2014 nicht mehr gefunden wurden. Während der Kartierung in diesem Jahr konnten *L. viridis* und *C. splendens*, zwei für den Standort neue Kleinlibellenarten, nachgewiesen werden.

Standort 13: Am mit Blockwurf befestigten Donauufer wurden zwischen 1998 und 2001 noch *P. pennipes*, *I. elegans*, *S. striolatum* nachgewiesen. Alle 3 Arten wurden aber als kaum, beziehungsweise nicht bodenständig, eingestuft. Auch 2014 zeigte sich, dass der Standort gänzlich unattraktiv für Libellen ist. Es wurde keine einzige Art festgestellt.

Standort 14: Aus dem zwischen 1998 und 2001 aufgenommenen Artenspektrum war 2014 noch eine Art vorhanden. Dabei handelte es sich um die Kleinlibelle *P. pennipes*. Die beiden damals auftretenden Heidelibellenarten *S. striolatum* und *S. vulgatum* sowie die Blaupfeilart *O. cancellatum* konnten während der Kartierung 2014 nicht festgestellt werden. *C. splendens* hingegen wurde für diesen Standort neu und als bodenständig klassifiziert.

Tab. 6: Artenzahlen der zwischen 1998 und 2001 und der 2014 kartierten Standorte und des von 1990 -2001 und 2014 untersuchten Tritonwassers (Standort 9). Die Standorte C und D wurden nur zwischen 1998 und 2001 begangen. Die Standorte 1, 2, 3, 4, 12 und 15 wurden nur 2014 kartiert.

Standorte	Artenzahl	
	1998-2001	2014
1	/	10
2	/	14
3	/	12
C	27	/
4	/	23
D	21	/
5	12	9
6	15	15
7	26	16
8	16	16
10	12	18
11	5	5
12	/	6
13	3	0
14	5	2
15	/	19
	1990-2001	2014
9	39	25

Abbildung 35 zeigt den Besiedelungsverlauf und die Entwicklung der nachgewiesenen Artenzahlen am Tritonwasser. Das Gewässer wurde in den Jahren 1989 und 1990 errichtet und war nach seiner Fertigstellung Ort einer elfjährigen libellenkundlichen Studie. Die erste Art, die das Tritonwasser besiedelte war *I. elegans*, welche bereits von MOORE (1991) als Besiedler der ersten Stunde bezeichnet wurde (CHOVANEK & RAAB 2002). Von da an erfolgte eine kontinuierliche Zunahme der Artenzahl bis zum Jahr 1995. In diesem Zeitraum zählten bereits ökologisch sensiblere Arten, wie *L. viridis* und *E. viridulum* zum bodenständigen Arteninventar (RAAB 2003). Nach 1995 pendelte die jährliche Anzahl der nachgewiesenen Arten zwischen 24 und 29 Arten. Während aller Begehungen von 1990 bis 2001 konnten insgesamt 39 Arten an dem Gewässer festgestellt werden. *I. pumilio* war die einzige Libellenart, welche an den zwischen 1998 und 2001 kartierten Uferstandorten gefunden wurde, aber nicht Teil des Artenspektrums des Tritonwassers war. Im Jahr 2014 wies das Gewässer mit 25 Arten die höchste Gesamtartenzahl der untersuchten Standorte, sowie die meisten bodenständigen Arten auf. 86% aller im Jahr 2014 auf der Donauinsel nachgewiesenen Arten, kamen ebenfalls am Tritonwasser vor. Seit dem Jahr 1990 wurden insgesamt 41 Arten an dem Gewässer nachgewiesen.

Auch am Tritonwasser wurden Veränderungen bezüglich der auftretenden Artengemeinschaften gegenüber den Kartierungen zwischen 1990 und 2001 festgestellt. Pionierarten wie *L. depressa*, *S. fonscolombii* und *S. pedemontanum* traten 2014 nicht mehr auf. Arten, die auf stark schwankende Wasserstände angewiesen sind (*L. barbarus*, *A. ephippiger*, *S. danae*, *S. depressiusculum*, *S. meridionale* und *A. affinis*) wurden 2014 ebenfalls nicht mehr nachgewiesen.

Die 2014 vorgefundene Artengemeinschaft, die zum größten Teil aus Anzeigern für submerse Makrophyten, Ufergehölzen, Röhricht und offenen Wasserflächen besteht, deutet auf ein Gewässer in einem späteren Sukzessionsstadium. Die vorkommenden Arten lassen auf vielfältiges Strukturangebot schließen. *P. nymphula* und *L. fulva* wurden 2014 erstmals am Tritonwasser nachgewiesen.

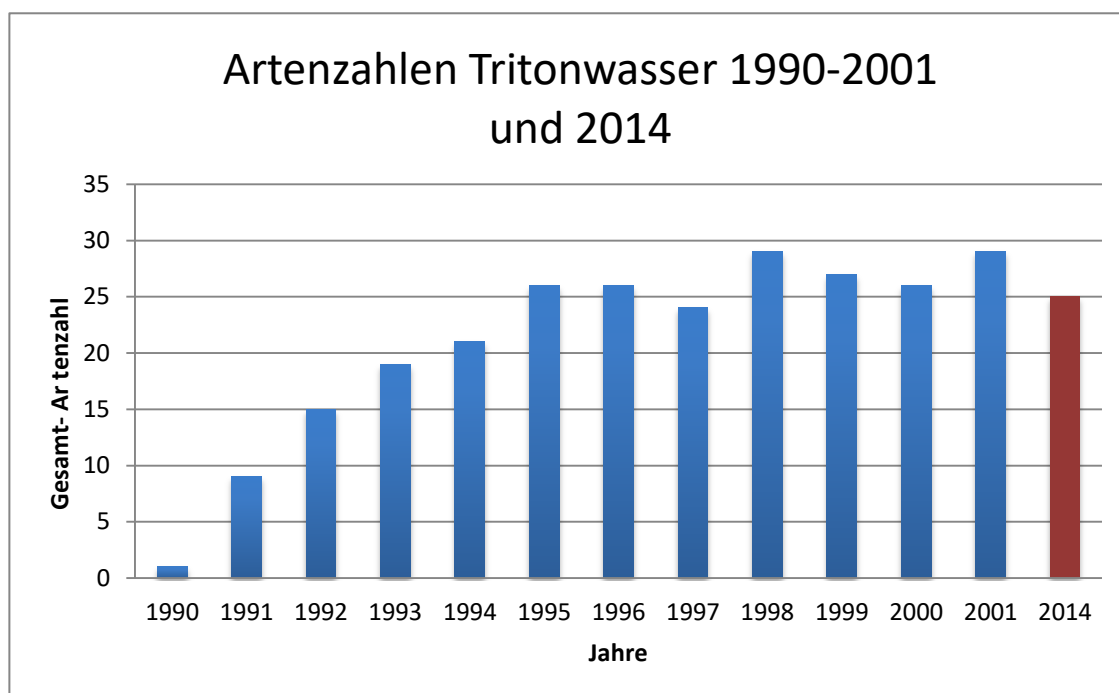


Abb. 35: Gesamtzahlen der am Tritonwasser festgestellten Arten für die Jahre 1990-2001 und 2014.

5.4 Vergleich der Artengemeinschaften 2014

Für weitere Auswertungen wurden die 16 Standorte den jeweiligen Gewässertypen zugeordnet:

- Seitenarme mit starker hydrologischer Verbindung zum Stauraum: 1, 8, 10, 11, 14
- Seitenarme mit geringer hydrologischer Verbindung zum Stauraum: 5
- Bucht zur Donau: 6
- Blockwurf Donauufer: 13
- Altarmreste zur Neuen Donau (Toter Grund, Zinkerbachl): 4, 12
- Weiher: 2, 3, 7, 9, 15

Die durch den Bray-Curtis-Index quantifizierten Ähnlichkeitsbeziehungen der Artengemeinschaften an den 15 Standorten wurden in Abbildung 36 mit einem nichtmetrischen multidimensionalen Skalierungsverfahren (NMDS) dargestellt. Für die Analyse wurden nur bodenständige Arten berücksichtigt. Der Stresswert von 0,13 zeigt an, dass die Darstellung in der zweidimensionalen Ordination den tatsächlichen Ähnlichkeitsbeziehungen zwischen den einzelnen Artengemeinschaften der Standorte entspricht. Das bedeutet, dass Standorte, die in der Ordination näher beisammen liegen, auch in der Realität ähnlichere bodenständige Artengemeinschaften aufwiesen. Aus der Abbildung ist ersichtlich, dass die Artengemeinschaften der Standorte innerhalb der Gewässertypen Weiher und Seitenarme ähneln, sich aber von der jeweilig anderen Gewässerkategorie unterscheiden. Die Artenspektren der beiden Altarmreste (4 und 12) wiesen keine Ähnlichkeiten auf und liegen weit auseinander. Der Tote Grund (4) wies die größten Übereinstimmungen mit dem Untersuchungsabschnitt 9a des Tritonwassers auf. Die Artengemeinschaften der Standorte 12 und 14 unterschieden sich von allen anderen am stärksten. Die Lage von Standort 6 in der Ordination zeigt, dass es weder zu dem Gewässertyp Weiher, noch zu dem Gewässertyp Seitenarm oder Altarm stärkere Ähnlichkeitsbeziehungen gab.

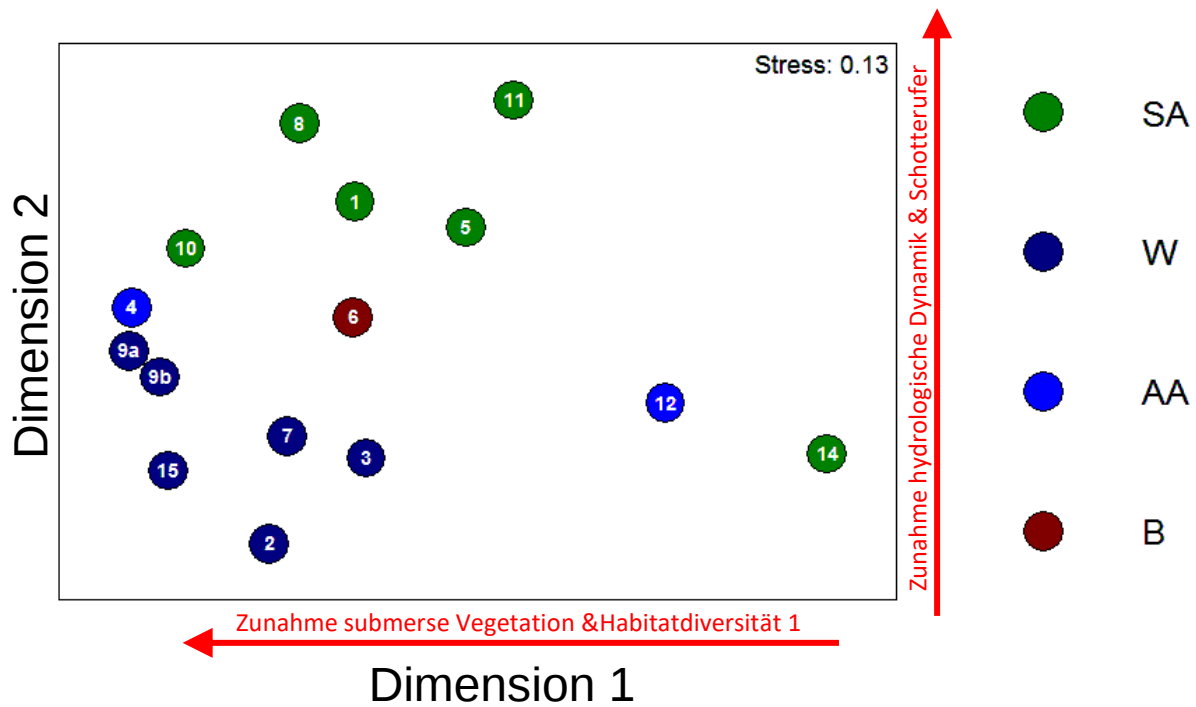


Abb. 36: Vergleich der 15 Standorte hinsichtlich ihrer bodenständigen Libellenarten. Grün=Seitenarme (SA), Dunkelblau=Weiher (W), Blau=Altarmreste (AA), Rot=Bucht (B). Standort 12 wurde aufgrund der fehlenden Libellenfauna nicht mit einbezogen.

Die Korrelationen zwischen Bray-Curtis-Ähnlichkeiten und den aufgenommenen Habitatparametern („Hydrologische Dynamik“, „Röhricht“, „Schotterufer“, „Sandsubstrat“, „Ufergehölz“, „submerse Vegetation“ und „Totholzstrukturen“) wurden mit einer Spearman-Matrix-Rangkorrelation auf Signifikanz getestet. Der Habitatparameter submerse Vegetation korreliert signifikant negativ mit der Dimension 1 des NMDS-Plots. Ebenfalls signifikant ist der positive Zusammenhang zwischen dem Faktor hydrologische Dynamik (Anbindung zum Stauraum) und Schotteruferbereichen mit der Dimension 2. Die Darstellung der Zusammenhänge erfolgt in Abbildung 37 durch Pfeile bzw. deren Richtung.

Zwischen Habitatdiversität und der Dimension 1 gab es ebenfalls einen signifikant negativen Zusammenhang. Der getestete Faktor Habitatdiversität 1 wurde aus dem Vorhandensein der Habitatparameter („submerse Vegetation“, „Röhricht“, „Ufergehölz“, „Schotterufer“, „Sandsubstrat“ und „Totholz“) für die einzelnen Standorte errechnet. Die Ausprägung der Habitatparameter in den Kategorien 1-3 (Habitatdiversität 2) korreliert mit keiner der beiden Dimensionen.

Ähnlichkeiten der an den Standorten vorgefundenen Artenspektren werden nicht durch deren Lage bzw. Entfernung zueinander beeinflusst ($\rho = -0,287$; $p = 0,972$).

Mittels einfaktorieller ANOSIM wurde auf Unterschiede in der Artenzusammensetzung zwischen den Gewässerkategorien Weiher und Seitenarm getestet. Die Analyse ergab hinsichtlich ihrer Artenzusammensetzung einen hochsignifikanten Unterschied zwischen den beiden Gewässerkategorien (Global $R = 0,483$; $p = 0,002$ (2%)).

5.5 Gewässertypbezogene Artenzahlen

Aus Abbildung 37 sind die Artenzahlen für die jeweiligen Gewässertypen ersichtlich. An den sechs Weiher-Standorten konnten 28 Spezies und somit die größte Artendiversität festgestellt werden. Der Gewässertyp Altarm wies mit 23 Arten die zweitgrößte Diversität auf. Es ist zu beachten, dass alle Arten dieses Gewässertyps am Toten Grund (Standort 4) zu finden waren. Das Artenspektrum des Zinkerbachs (Standort 12) war mit nur 6 Arten bei weitem geringer. Neben dem Tritonwasser stellt der Tote Grund deshalb eines der bedeutendsten Gewässer und Ausbreitungszentren für Libellen auf der Donauinsel dar.

Insgesamt 22 Arten konnten an den fünf Standorten an Seitenarmen mit starker hydrologischer Anbindung an den Stauraum nachgewiesen werden. Der artenreichste Standort dieser Gruppe war Standort 10. Die Standorte 11 und 14 wiesen mit zwei und fünf Arten den geringsten Artenumfang innerhalb des Gewässertyps auf.

Die Gewässertypen Seitenarme mit geringer hydrologischen Anbindung und Bucht wurden jeweils durch einen Standort repräsentiert. Das größere Artenspektrum von Standort 6 spiegelt die strukturreichere Ausstattung des Standorts mit für Libellen relevanten Parametern wider (siehe Tab. 1).

An Standort 13, einem durch Blockwurf befestigten homogenen Donau-Uferabschnitt, konnte keine Libellenart nachgewiesen werden.

Abgesehen vom Seitenarm mit geringer hydrologischer Anbindung zum Stauraum, war an allen anderen Gewässertypen der Großteil der nachgewiesenen Arten bodenständig. Den höchsten Anteil an bodenständigen Arten hatten wiederum die Gewässertypen Weiher und Altarm.

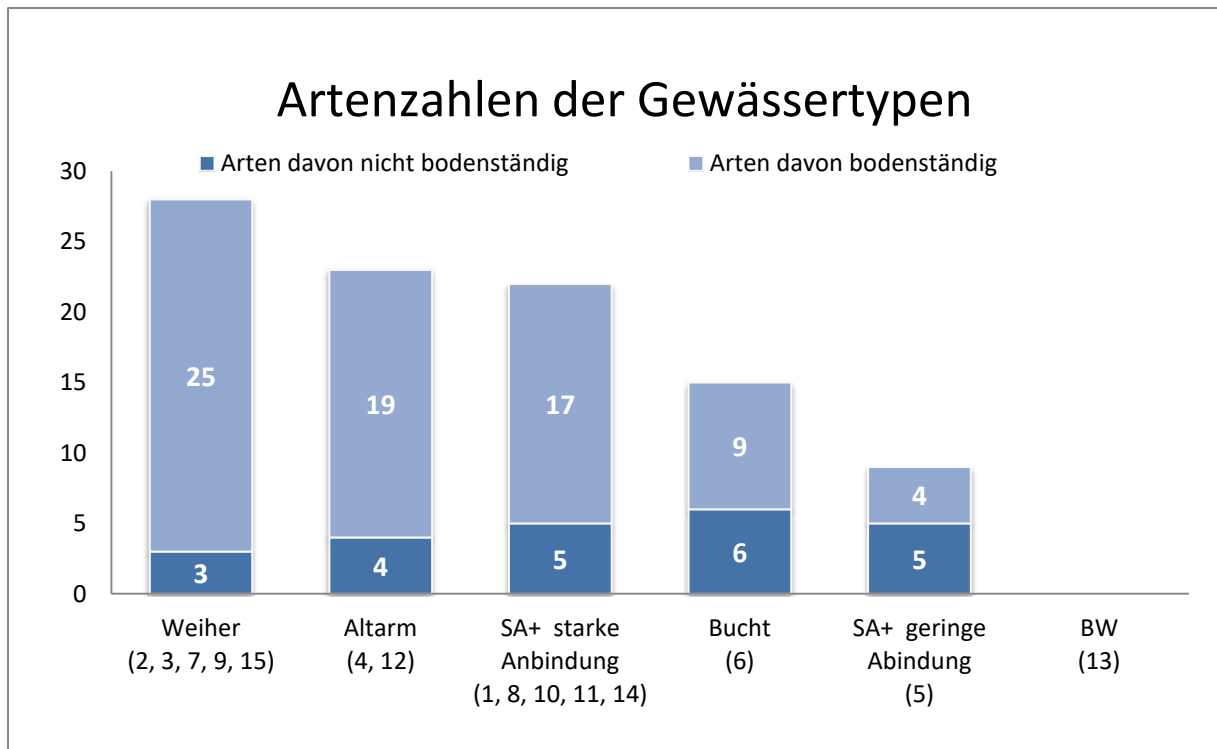


Abb. 37: Artenzahlen (bodenständig und nicht bodenständig) an den 15 Standorten aufgeteilt in die Kategorien Seitenarm (SA) mit starker Anbindung an den Stauraum (1, 8, 10, 11, 14); Seitenarm (SA) mit geringer Anbindung an den Stauraum (5); Altarm (4,12); Weiher (2, 3, 7, 9, 15); Bucht (6) und Blockwurf (BW) (13).

5.6 Abhängigkeit der Artenvielfalt bodenständiger Libellenarten von der Habitatdiversität

Die Auswertung des Effekts der Habitatdiversität auf die an den Standorten festgestellte Artenzahl mittels linearer Regression ergab einen signifikanten Zusammenhang in zweierlei Hinsicht: Zum einen wurde ein signifikant positiver Zusammenhang zwischen dem Vorhandensein von Habitatparametern („submerse Vegetation“, „Röhricht“, „Ufergehölz“, „Schotterufer“, Sandsubstrat“ und „Totholz“) und der Artenvielfalt festgestellt ($FG= 1$, $p= 0,003823$) (Abb. 38). Zum anderen wirkte sich auch die Ausprägung (Kategorien: 0-3) der einzelnen Habitatparameter an den Standorten signifikant positiv auf die anzutreffende Artenzahl aus ($FG= 1$, $p= 0,020578$). Je stärker die getesteten Habitatparameter an einem Standort ausgeprägt waren, desto mehr Libellenarten konnten festgestellt werden (Abb. 39).

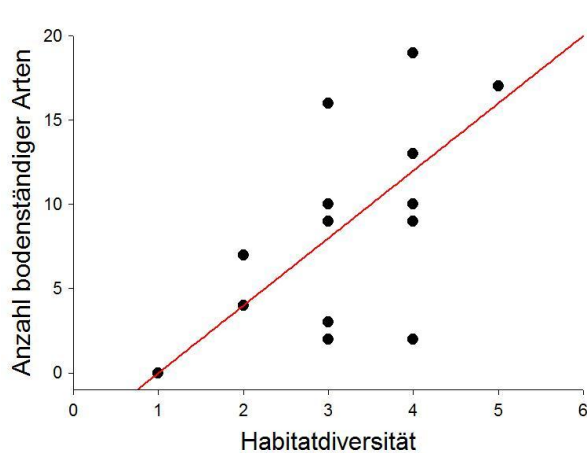


Abb. 38: Linearer Zusammenhang zwischen der Anzahl bodenständiger Libellenarten und der Habitatdiversität¹ gemessen an dem Vorhandensein der Habitatparameter an den einzelnen Standorten, dargestellt mittels Scatterplot.

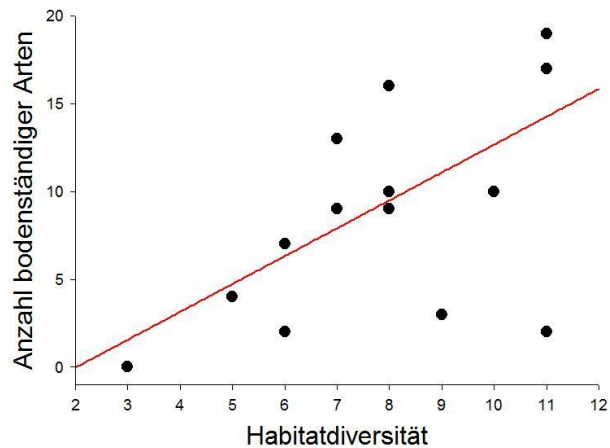


Abb. 39: Linearer Zusammenhang zwischen der Anzahl bodenständiger Libellenarten und der Habitatdiversität² gemessen an der Ausprägung der Habitatparameter an den einzelnen Standorten, dargestellt mittels Scatterplot.

5.7 Abhängigkeit der Artenvielfalt bodenständiger Libellenarten von der hydrologischen Dynamik

Um den Einfluss der hydrologischen Dynamik auf die Artenzahlen zu testen, erfolgte eine Einteilung der 16 Standorte, bzw. 15 Gewässer in zwei Gruppen. Die Gruppe der Gewässer ohne bis geringe hydrologische Dynamik umfasste die fünf Weiher 2, 3, 7, 9 a+b und 15, sowie die beiden Altarmreste 4 und 12. Die Standorte 1, 5, 6, 8, 10, 11, 13 und 14 hingegen wiesen eine mäßige bis starke hydrologische Dynamik auf. Mittels ungepaartem t-Test wurde auf Unterschiede in der Anzahl bodenständiger Arten getestet. Abbildung 40 zeigt, dass an Gewässern ohne bis geringe hydrologische Dynamik signifikant mehr Libellenarten anzutreffen waren, als an Standorten mit mäßiger bis starker hydrologischer Dynamik. (FG: 8; $p=0,017$).

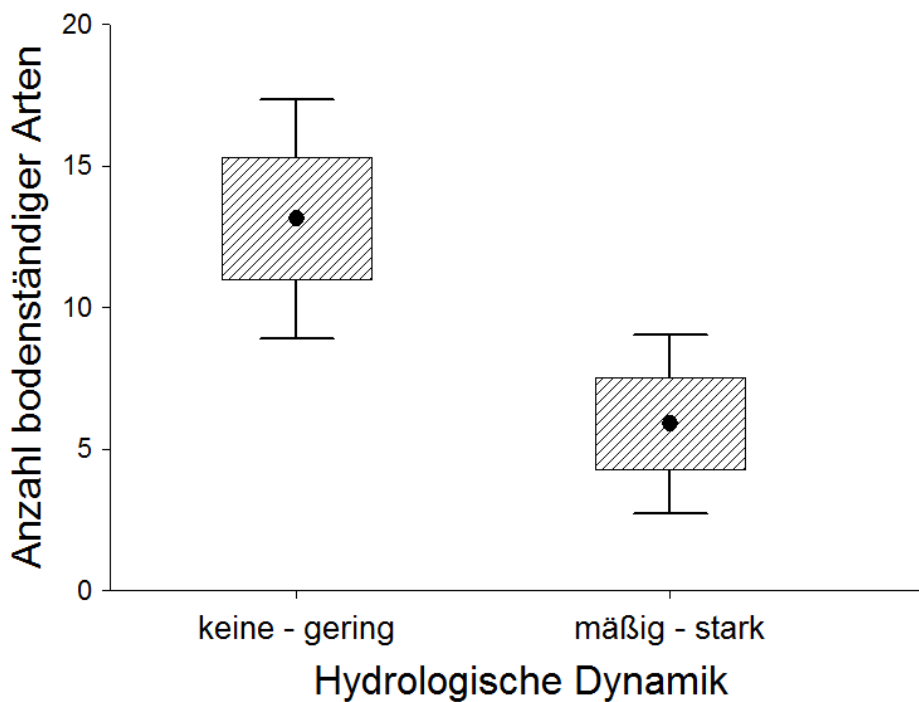


Abb. 40: Vergleich der Mittelwerte der bodenständigen Arten an Standorten mit keiner bis geringer hydrologischer Dynamik mit Standorten mit mäßiger bis starker hydrologischer Dynamik.

5.8 Libellen- Assoziationen

Von insgesamt sieben Assoziationen waren 2014 auf der Donauinsel sechs durch die 29 auftretenden Arten repräsentiert. Die Assoziationen 1, 3 und 4 waren dabei dominierend. Aus der Assoziation „Röhricht und Ufergehölzen“ (A3), wurden alle Arten, aus den Assoziationen „offener Wasserflächen“ (A1) und „Röhricht und submersen Makrophyten“ (A4) ein Großteil der möglichen Arten festgestellt. Die Assoziationen „spärlich bewachsener Ufer“ (A2) und „Unterläufe“ (A7) waren durch drei bzw. zwei Arten vertreten. *S. sanguineum* war die einzige Art „temporärer Gewässer“ (A5). Aus der „Rhithral-Assoziation“ (A6) konnte keine Art auf der Donauinsel nachgewiesen werden (Tab. 7).

Tab. 7: 7 Libellen-Assoziationen nach CHOVANEC et al. (2014) und die dazugehörigen Arten. In Rot, jene Arten, welche zwischen 1990 und 2001 nachgewiesen wurden, aber nicht 2014. In Grün die Arten, welche 2014 erstmals festgestellt wurden. Schwarz und fett geschrieben sind jene die während beiden Untersuchungen festgestellt wurden.

Assoziation	Arten
A1: Assoziation offener Wasserflächen	<i>Enallagma cyathigerum</i> , <i>Erythromma najas</i> , <i>Erythromma viridulum</i> , <i>Aeshna grandis</i> , <i>Anax imperator</i> , <i>Anax parthenope</i> , <i>Cordulia aenea</i> , <i>Epithea bimaculata</i> , <i>Somatochlora metallica</i> , <i>Libellula fulva</i>
A2: Assoziation spärlich bewachsener Ufer	<i>Ischnura pumilio</i> , <i>Libellula depressa</i> , <i>Orthetrum albistylum</i> , <i>Orthetrum cancellatum</i> , <i>Sympetrum fonscolombii</i> , <i>Sympetrum pedemontanum</i> , <i>Sympetrum striolatum</i>
A3: Assoziation von Röhricht und Ufergehölzen	<i>Sympecma fusca</i> , <i>Pyrrhosoma nymphula</i> , <i>Aeshna cyanea</i> , <i>Aeshna isosceles</i> , <i>Aeshna mixta</i> , <i>Lestes viridis</i> , <i>Brachytron pratense</i>
A4: Assoziation von Röhricht und submersen Makrophyten	<i>Lestes sponsa</i> , <i>Coenagrion puella</i> , <i>Coenagrion pulchellum</i> , <i>Coenagrion scitulum</i> , <i>Ischnura elegans</i> , <i>Aeshna viridis</i> , <i>Crocothemis erythraea</i> , <i>Leucorrhinia pectoralis</i> , <i>Libellula quadrimaculata</i> , <i>Sympetrum vulgatum</i>
A5: Assoziation temporärer Gewässer	<i>Lestes barbarus</i> , <i>Lestes dryas</i> , <i>Lestes virens</i> , <i>Anax ephippiger</i> , <i>Aeshna affinis</i> , <i>Sympetrum danae</i> , <i>Sympetrum depressiusculum</i> , <i>Sympetrum flaveolum</i> , <i>Sympetrum meridionale</i> , <i>Sympetrum sanguineum</i>
A6: Rhithral- (Oberlauf-) Assoziation	<i>Calopteryx virgo</i> , <i>Cordelugaster bidentata</i> , <i>Cordelugaster boltonii</i> , <i>Cordelugaster heros</i>
A7: Potamal- (Unterlauf-) Assoziation	<i>Calopteryx splendens</i> , <i>Platycnemis pennipes</i> , <i>Coenagrion ornatum</i> , <i>Gomphus flavipes</i> , <i>Gomphus vulgatissimus</i> , <i>Onychogomphus forcipatus</i> , <i>Ophiogomphus cecilia</i> , <i>Orthetrum brunneum</i> , <i>Orthetrum coerulescens</i>

5.9 „Gewinner“ und „Verlierer“

Bei den „Gewinnern“, also Libellenarten welche ihr Verbreitungsgebiet im Vergleich zu den Untersuchungen zwischen 1990 bzw. 1998 und 2001 ausdehnen konnten, oder 2014 neu nachgewiesen wurden, handelt es sich vorwiegend um Libellenarten, welche Anzeiger für Gewässer in einem fortgeschrittenen Sukzessionsstadium sind. *C. puella*, *C. pulchellum* und *C. erythraea* besiedeln Gewässer mit einer gut entwickelten Schwimm- und Tauchblattvegetation (A4). *S. fusca*, *L. viridis*, *P. nymphula*, *B. pratense*, *A. cyanea*, *A. isoceles* und *A. mixta* sind auf Gewässer mit einer reichen Ufervegetation und ausgeprägten Röhrichtbeständen (A3) angewiesen. All diese Arten waren 2014 an mehr Gewässern auf der Donauinsel verbreitet als zwischen 1990 und 2001. Weitere Libellenarten die ihr Verbreitungsgebiet ausdehnen konnten waren beispielsweise *C. splendens* (A7) und *S. sanguineum* (A5) sowie einige Arten der Assoziation „offener Wasserflächen“ (A1) (*E. viridulum*, *A. parthenope*, *A. imperator*, *A. grandis*, *L. fulva* und *C. aenea*).

Bei 18 Arten wurde ein negativer Trend in Bezug auf die Standortzahl beobachtet. 13 Arten davon sind gänzlich aus dem Artenspektrum der Donauinsel verschwunden. Zu den „Verlierern“ zählen insbesondere Pionierstandorte besiedelnde Libellenarten (*I. pumilio*, *E. cyathigerum*, *L. depressa*, *S. fonscolombii*, *S. pedemonatnum*) und jene die für eine erfolgreiche Entwicklung auf stärker schwankende Wasserstände angewiesen sind (*L. barbarus*, *A. affinis*, *A. ephippiger*, *S. danae*, *S. depressiusculum* und *S. meridionale*). Für diese Arten sind auf der Donauinsel keine geeigneten Habitate mehr vorhanden, weswegen sie gänzlich aus dem Artenspektrum verschwunden sind. Ebenfalls zu den „Verlierern“ zählen die beiden Blaupfeilarten *O. cancellatum* und *O. albistylum*. Die beiden Arten konnten 2014 noch festgestellt werden, jedoch ist ihre Verbreitung, insbesondere jene von *O. albistylum*, stark rückläufig. Libellenarten, mit einem geringen Verbreitungsrückgang sind *L. sponsa*, *E. najas* und *S. metallica* (Tab. 8).

Tab. 8: Zwischen 1990-2001 und 2014 auf der Donauinsel vertretene Libellenarten mit der Anzahl der Standorte, an denen sie beobachtet wurden.

Arten	Standorte (1990-2001)	Standorte (2014)	Standorte (1990-2001 und 2014)
<i>C. splendens</i>	6	11	4
<i>S. fusca</i>	3	11	2
<i>L. barbarous</i>	1	0	0
<i>L. sponso</i>	2	1	0
<i>L. viridis</i>	5	12	3
<i>P. pennipes</i>	10	15	8
<i>P. nymphula</i>	0	4	0
<i>C. puella</i>	5	10	3
<i>C. pulchellum</i>	1	5	1
<i>C. scitulum</i>	1	1	0
<i>E. cyathigerum</i>	3	0	0
<i>E. najas</i>	4	3	1
<i>E. viridulum</i>	5	7	4
<i>I. elegans</i>	10	14	7
<i>I. pumilio</i>	6	0	0
<i>B. pratense</i>	2	9	1
<i>A. affinis</i>	1	0	0
<i>A. cyanea</i>	2	4	2
<i>A. grandis</i>	1	6	1
<i>A. isoceles</i>	5	8	2
<i>A. mixta</i>	7	10	3
<i>A. ephippiger</i>	1	0	0
<i>A. imperator</i>	6	8	3
<i>A. parthenope</i>	8	10	6
<i>C. aenea</i>	3	5	1
<i>S. metallica</i>	2	1	1
<i>E. bimaculata</i>	1	0	0
<i>L. depressa</i>	5	0	0
<i>L. fulva</i>	0	1	0
<i>L. quadrimaculata</i>	4	4	1
<i>O. albistylum</i>	6	1	0
<i>O. cancellatum</i>	10	7	5
<i>C. erythraea</i>	5	7	2
<i>S. danae</i>	1	0	0
<i>S. depressiusculum</i>	1	0	0
<i>S. fonscolombii</i>	3	0	0
<i>S. meridionale</i>	1	0	0
<i>S. pedemontanum</i>	5	0	0
<i>S. sanguineum</i>	7	11	4
<i>S. striolatum</i>	10	13	6
<i>S. vulgatum</i>	8	8	4
<i>L. pectoralis</i>	1	0	0

5.10 Gefährdete Arten

Gemäß der österreichischen Rote Liste (RAAB et al. 2006) sind folgende 2014 auf der Donauinsel nachgewiesenen Libellenarten in Gefährdungskategorien angeführt:

- **vom Aussterben bedroht (CR):** *C. scitulum*
- **stark gefährdet (EN):** *L. fulva*
- **gefährdet (VU):** *S. fusca*, *C. pulchellum*, *B. pratense*, *A. isoceles*
- **potentiell gefährdet (NT):** *C. splendens*, *E. najas*

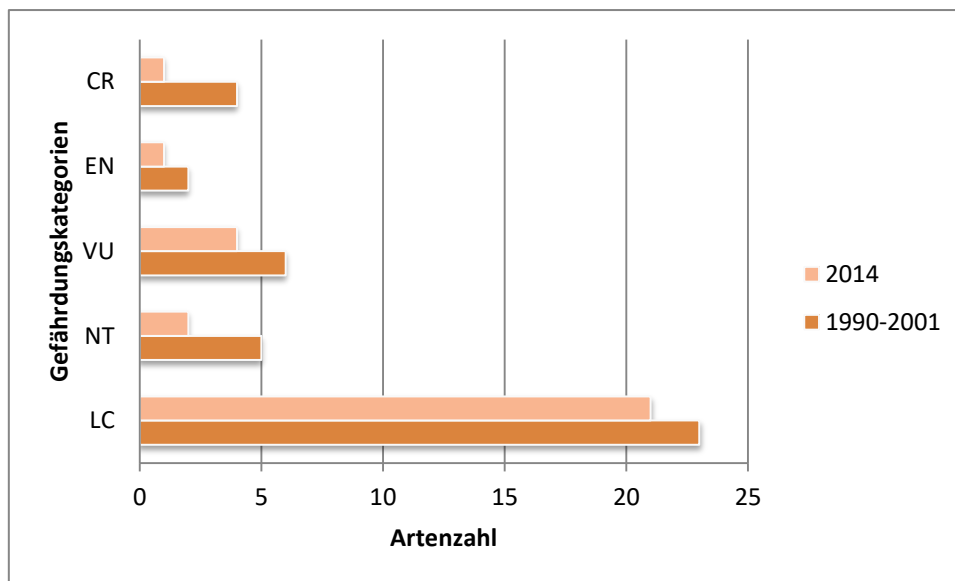


Abb. 41: Darstellung der fünf Gefährdungskategorien der Roten Liste Österreichs (CR: vom Aussterben bedroht; EN: stark gefährdet; VU: gefährdet; NT: potentiell gefährdet; LC: nicht gefährdet) und die entsprechend für jede Kategorie nachgewiesene Artenzahl für die Jahre 1990-2001 und 2014.

Aus Abbildung 41 geht hervor, dass es in allen Gefährdungskategorien einen Rückgang der Artenzahlen gab. Unter den Arten, welche 2014 nicht mehr zum Artenspektrum der Donauinsel zählten, sind in Österreich drei vom Aussterben bedroht (*S. depressiusculum*, *S. meridionale* und *L. pectoralis*), zwei stark gefährdet (*L. barbarus* und *Epithea bimaculata*), zwei gefährdet (*A. affinis* und *S. pedemontanum*) und drei potentiell gefährdet (*I. pumilio*, *A. ephippiger* und *S. fonscolombii*).

Die einzige in Österreich vom Aussterben bedrohte Libellenart, die 2014 auf der Donauinsel vorkam war die *C. scitulum*. 1995 und 1998 gab es zwei Einzelfunde dieser Art am Tritonwasser (RAAB 2003). Deshalb ist der Fund von vier Individuen inklusive wahrscheinlicher Bodenständigkeit am Endelteich besonders hervorzuheben (Abb. 42).

Aus der Gefährdungskategorie „stark gefährdet“ traten *L. barbarus* und *Epithea bimaculata* 2014 nicht mehr auf der Donauinsel auf. *L. fulva* (Abb. 43), in Österreich stark gefährdet, wurde während der Begehungen 2014 erstmals auf der Donauinsel festgestellt. Sie trat ausschließlich am Tritonwasser auf.

Von den sechs als „gefährdet“ eingestuften Arten, die zwischen 1990 und 2001 noch auf der Donauinsel vorkamen, waren 2014 noch *S. fusca*, *C. pulchellum*, *B. pratense* und *A. isocles* vertreten. Alle vier Arten dehnten ihr Verbreitungsgebiet zwischen 2001 und 2014 aus. *A. affinis* und *S. pedemontanum* konnten nicht mehr festgestellt werden.

Von den fünf zwischen 1990 und 2001 nachgewiesenen Libellenarten der Gefährdungskategorie „potentiell gefährdet“ traten noch zwei Arten (*C. splendens* und *E. najas*) auf. *I. pumilio*, *A. ephippiger* *S. fonscolombii* wurden 2014 nicht nachgewiesen.

Die Mehrheit der auf der Donauinsel nachgewiesenen Arten ist in der Roten Liste Österreichs als nicht gefährdet eingestuft. Arten die zwischen 1990 und 2001 auftraten, aber 2014 nicht mehr nachgewiesen werden konnten, waren *E. cyathigerum*, *L. depressa* und *S. danae*. Innerhalb der als „nicht gefährdet“ geltenden Libellenarten konnte die Bodenständigkeit von *P. nymphula* und *L. sponsa* festgestellt werden. Hingegen war der ehemals auf der Donauinsel reproduzierende Östliche Blaupfeil, *O. albistylum*, im Jahr 2014 nicht mehr bodenständig.

Keine der 2014 auf der Donauinsel vorkommenden Libellenarten ist in der Roten Liste Europas als gefährdet angeführt ist (KALKMAN et al. 2010) und es befanden sich ebenfalls keine FFH relevanten Arten darunter.



Abb. 42: *Coenagrion scitulum* am Endelteich



Abb. 43: *Libellula fulva* am Tritonwasser

Das Vorkommen der in Österreich „vom Aussterben bedrohten“ und „stark gefährdeten“ Arten konzentrierte sich 2014 einerseits auf den Endelteich (*C. scitulum*), andererseits auf das Tritonwasser (*L. fulva*) (Abb. 43). Alle Arten dieser beiden Gefährdungskategorien, welche zwischen 1990 und 2001 auf der Donauinsel vorkamen, konnten nur am Tritonwasser beobachtet werden. Unabhängig ihrer Bodenständigkeit traten alle „gefährdeten“ und „potentiell gefährdeten“ Arten am Tritonwasser und ein Großteil davon auch am Toten Grund und am Standort 9 auf. Die Standorte 2 und 7 waren Lebensraum für jeweils vier Arten der Kategorien „gefährdet“ (VU) und „potentiell gefährdet“ (NT). An den Standorten 1, 3, 5, 6, 8, 11, 12 und 14 waren ebenfalls „gefährdete“ und „potentiell gefährdete“ Arten vorhanden. Aufgrund der sehr geringeren Anzahl spielen diese Standorte jedoch eine untergeordnete Rolle.

Tab. 9: 1990-2001 sowie 2014 auf der Donauinsel nachgewiesene Libellenarten und ihr Gefährdungsstatus gemäß der Roten Liste Österreichs (RAAB et al. 2007). X nachgewiesen, X: bodenständig nachgewiesen, 0: nicht nachgewiesen

ART	Kartierung 1990 bzw. 1998 – 2001	Kartierung 2014	Gefährdungskategorie Rote Liste Österreich
<i>C. splendens</i>	<u>X</u>	<u>X</u>	NT
<i>S. fusca</i>	<u>X</u>	<u>X</u>	VU
<i>L. barbarus</i>	X	0	EN
<i>L. sponsa</i>	X	<u>X</u>	LC
<i>L. viridis</i>	<u>X</u>	<u>X</u>	LC
<i>P. pennipes</i>	<u>X</u>	<u>X</u>	LC
<i>P. nymphula</i>	0	<u>X</u>	LC
<i>C. puella</i>	<u>X</u>	<u>X</u>	LC
<i>C. pulchellum</i>	<u>X</u>	<u>X</u>	VU
<i>C. scitulum (s)</i>	X	<u>X</u>	CR
<i>E. najas (s)</i>	X	<u>X</u>	NT
<i>E. viridulum (s)</i>	<u>X</u>	<u>X</u>	LC
<i>I. elegans</i>	<u>X</u>	<u>X</u>	LC
<i>I. pumilio (s)</i>	<u>X</u>	0	NT
<i>E. cyathigerum</i>	<u>X</u>	0	LC
<i>B. pratense (s)</i>	X	<u>X</u>	VU
<i>A. affinis (s)</i>	<u>X</u>	0	VU
<i>A. cyanea</i>	<u>X</u>	<u>X</u>	LC
<i>A. grandis (s)</i>	<u>X</u>	<u>X</u>	LC
<i>A. isoceles (s)</i>	<u>X</u>	<u>X</u>	VU
<i>A. mixta (s)</i>	<u>X</u>	<u>X</u>	LC
<i>A. imperator</i>	<u>X</u>	<u>X</u>	LC
<i>A. ephippiger (s)</i>	<u>X</u>	0	NT
<i>A. parthenope (s)</i>	<u>X</u>	<u>X</u>	LC
<i>C. aenea</i>	<u>X</u>	<u>X</u>	LC
<i>S. metallica</i>	X	X	LC
<i>E. bimaculata (s)</i>	<u>X</u>	0	EN
<i>L. depressa</i>	<u>X</u>	0	LC
<i>L. fulva (s)</i>	0	<u>X</u>	EN
<i>L. quadrimaculata (s)</i>	<u>X</u>	<u>X</u>	LC
<i>O. albistylum</i>	<u>X</u>	X	LC
<i>O. cancellatum</i>	<u>X</u>	<u>X</u>	LC
<i>C. erythraea</i>	<u>X</u>	<u>X</u>	LC
<i>S. danae (s)</i>	<u>X</u>	0	LC
<i>S. depressiusculum (s)</i>	<u>X</u>	0	CR
<i>S. fonscolombii (s)</i>	<u>X</u>	0	NT
<i>S. meridionale (s)</i>	X	0	CR
<i>S. pedemontanum</i>	<u>X</u>	0	VU
<i>S. sanguineum</i>	<u>X</u>	<u>X</u>	LC
<i>S. striolatum</i>	<u>X</u>	<u>X</u>	LC
<i>S. vulgatum</i>	<u>X</u>	<u>X</u>	LC
<i>L. pectoralis (s)</i>	X	0	CR

6. DISKUSSION

6.1 Libellen als Bioindikatoren

Organismen, welche als Bioindikatoren herangezogen werden, ermöglichen in erster Linie über ihr Vorkommen oder Fehlen in Habitaten, aber auch über die Abundanzen in welchen sie auftreten, eine Bewertung des Zustandes und der Qualität ihrer Umwelt (CHOVANEK et al. 2000, SCHULTZ 2005, OERTLI 2008, CHOVANEK et al. 2009, SIMAIKA & SAMWAYS 2009).

Der amphibiotische Lebenszyklus von Libellen erlaubt eine Beurteilung sowohl der aquatischen als auch terrestrischen Teilhabitate. GREGORY, NAIMAN und DÈCAMPs wiesen dabei bereits auf die Wichtigkeit von Uferzonen als Verbindungselement zwischen diesen Teilhabitaten hin, welche von Libellen unter anderem als Schlupfort genutzt werden. (GREGORY et al. 1991, NAIMAN & DÈCAMPs 1997, CHOVANEK et al. 2005). Für eine erfolgreiche Entwicklung von Libellen, die je nach Art mehrere Monate bis zu einigen Jahren dauert, müssen alle während der Entwicklung genutzten Teilhabitate in intaktem Zustand sein (CHOVANEK 1994, SCHULZ 2005 und 2006). Das Auftreten einer Libellenart an einem Gewässer liefert somit nicht nur wichtige Informationen über die momentane Qualität eines Gewässers, sondern auch der vergangenen Monate bzw. Jahre (SCHULTZ 2006, BALZAN 2011).

Libellen besiedeln verschiedene Gewässertypen und besitzen daher auch für deren ökologischen Zustand Indikatorpotential. Das Vorkommen von einzelnen Arten korreliert aber eng mit je nach Art unterschiedlichen Parametern, welche vor allem die Morphologie, Dynamik und Vegetation des Gewässers und Gewässerumlandes betreffen (CLAUSNITZER et al. 2009, CHOVANEK 2014). Die Habitatsprüche der meisten Arten sind verhältnismäßig gut bekannt (CHOVANEK 1997). Beispielsweise ist die Gemeine Weidenjungfer *L. viridis* durch ihr Fortpflanzungsverhalten an Ufergehölze wie Weiden oder Pappeln gebunden, da sie ihre Eier in die Rinde über die Wasseroberfläche hängender Zweige bohrt (RAAB et al. 2006, CHOVANEK 2014, WILDERMUTH & MARTENS 2014). Die Kleinlibelle *E. viridulum* ist nur an Gewässern mit ausgeprägter Schwimmblattvegetation zu finden. Auch bei dieser Art sind diese Strukturen für eine Eiablage unabdinglich (Raab et al. 2006, WILDERMUTH & MARTENS 2014). Libellen reagieren sensibel und schnell auf sowohl das Gewässer selbst, als auch das Umland betreffende Veränderungen (CHOVANEK et al. 2009). Nimmt die Habitatqualität ab bzw. sind Strukturen wie beispielsweise Schwimmblattbestände nicht mehr gegeben, verschwinden auch die darauf angewiesenen Arten aus dem Lebensraum. Dabei sind stenöke Arten, durch ihre engere Einnischung und einen geringen Toleranzbereich als Bioindikatoren besonders gut geeignet (SCHULTZ 2005).

Das in Österreich potentiell vorkommende Artenspektrum ist mit 78 Arten übersichtlich, umfasst aber auf Grund Österreichs Anteils an unterschiedlichen Bioregionen einen großen Teil der in Europa auftretenden 143 Arten (BOUDOT & KALKMAN 2015). Die Arten sind im Feld mit dem Fernglas, nach dem Fang mit dem Kescher oder anhand von Fotos zweifellos bestimmbar. Aufgrund ihrer auffälligen Gestalt sind Libellen in der Bevölkerung bekannt und eignen sich gut als „flagship species“ (CHOVANEC et al. 2009). Da sich ihr Lebenszyklus sowohl auf aquatische und terrestrische Teilhabitate ausdehnt, kommt der Schutz dieser Lebensräume vielen anderen Organismengruppen zu Gute.

6.2 Die Donauinsel als Libellenhabitat

Im Zuge der Erhebungen wurden auf der Donauinsel 29 Libellenarten festgestellt, 27 Arten davon konnten an mindestens einem Standort als bodenständig bewertet werden. Die hohe Anzahl bestätigt eine bereits während 1998 und 2001 beobachtete kontinuierliche Zunahme der Anzahl autochthoner Arten an den Standorten (RAAB 2003).

6.2.1 Libellen-Assoziationen

Durch die 29 festgestellten Arten, waren sechs der sieben Libellen-Assoziationen auf der Donauinsel ausgeprägt. Fehlend sind Vertreter der Rhithral-Assoziation (A7). Die hohe Zahl von Libellenarten aus den Assoziationen „Röhricht und Ufergehölzen“ (A3) und „Röhricht und submersen Makrophyten“ (A4) verdeutlicht die Dominanz von Gewässern in einem späteren Sukzessionszustand. Ebenfalls durch einen Großteil der möglichen Arten repräsentiert, ist die Assoziation der „offenen Wasserflächen“ (A1), welche vor allem durch die großen Wasserflächen des Tritonwassers und den Toten Grundes gefördert werden. Die Assoziationen „spärlich bewachsener Ufer“ (A2) und „Unterläufen“ (A7) waren von drei bzw. zwei vertretenen Arten. Aus der Assoziation „temporäre Gewässer“ (A5) konnte nur *S. sanguineum* nachgewiesen werden. Das Vorkommen von nur einer Art aus A5 zeigt, dass geeignete Reproduktionsgewässer für diese Libellenarten auf der Donauinsel nicht bzw. nur sehr eingeschränkt vorhanden sind.

6.2.2 Odonata Habitat Index

Die Werte der OHIs (1,13 bis 3,40) indizieren die Ausprägung von vier der fünf Habitattypen (H1 bis H4). Aus libellenkundlicher Sicht präsentiert sich die Donauinsel als ein Lebensraum, mit einer hohen Habitatvielfalt. Dominierend ist der an acht Standorten ausgeprägte H3. Das bedeutet, dass sich ein Großteil der untersuchten Gewässer bereits in einem fortgeschrittenen Sukzessionsstadium befindet. An den Standorten 1, 8 und 11 Indizierte der OHI H2 an den Standorten 12 und 14 H1. Um diese Standorte und damit die Habitatdiversität aufrecht zu erhalten sind gezielte Maßnahmen notwendig.

13 (44,8%) der 29 auf der Donauinsel vorkommenden Arten sind sensitiv. Die Anzahl der Standorte, an denen sensitive Arten verbreitet waren, lag zwischen einem (*L. fulva*) und elf (*C. splendens*). An zehn oder mehr Standorten verbreitet waren *A. mixta*, *A. parthenope* und *C. splendens*, die deshalb auch zu den aspektbildenden Arten zählten. Bis auf *C. splendens* waren alle sensitiven Arten typische Besiedler reiferer Gewässer mit einer ausgeprägten Ufer- und Wasservegetation sowie einer großen offenen Wasserfläche. Die Mehrheit dieser Arten zählte zu den Gewinnern der letzten dreizehn Jahre und konnte ihre Verbreitung entlang der Donauinsel ausdehnen.

6.2.3 Gefährdete Arten

Acht der insgesamt 29 auftretenden Arten werden in der roten Liste Österreichs als „potentiell gefährdet“ bis hin zu „vom Aussterben bedroht“ angesprochen (RAAB et al. 2006). Die acht Arten entsprechen 15% der in Österreich als „potentiell gefährdet“ bis „vom Aussterben bedroht“ eingestuften Libellenarten.

Die am Endelteich mit vier Individuen bodenständig auftretende Gabel-Arzurjungfer *C. scitulum*, gilt in Österreich als „vom Aussterben bedroht“. Wie in der Literatur beschrieben handelte es sich bei einem Großteil der österreichischen Verbreitungsorte dieser Art auch beim Endelteich um ein vegetationsreiches Kleingewässer (RAAB et al. 2006). Auf der Donauinsel gab es bisher Einzelfunde am Tritonwasser aus den Jahren 1995 und 1998 (CHOVANEC & RAAB 2002, RAAB 2003). Der Erhalt des Endelteichs ist auf Grund des Vorkommens dieser Art aber nicht zuletzt auch wegen dessen Artenvielfalt von großer Bedeutung.

Am Tritonwasser war neben dem Artenreichtum das bodenständige Vorkommen von *L. fulva* an besonders hervorzuheben, da diese Art in Österreich „stark gefährdet“ ist. Aktuelle Nachweise von *L. fulva* in Ostösterreich sind aus dem Gebiet Neusiedler See-Seewinkel, Zurndorf, Güssing (STARK 1988, KAPPES & KAPPES 1998 & 2001, HOCHBNER, KAPPES, SAMWALD, STARK pers. Mitteilung) und aus den Donauauen in Wien und Niederösterreich bekannt (RAAB et al. 2007). Für das Vorkommen dieser Art ist eine strukturreiche Ufervegetation, wie sie am Tritonwasser zu finden ist, von großer Bedeutung (RAAB et al. 2007).

Arten aus den Gefährdungskategorien „potentiell gefährdet“ und „gefährdet“ waren auf der Donauinsel weiter verbreitet. *S. fusca* (gefährdet) und *C. splendens* (potentiell gefährdet) waren jeweils an elf Standorten unabhängig ihrer Bodenständigkeit nachweisbar und somit die am weitesten verbreiteten Rote-Liste Arten.

6.2.4 Resümee

Die Donau in diesem Abschnitt ist gemäß Nationalem Gewässerbewirtschaftungsplan als „erheblich verändertes Gewässer“ mit mäßigem ökologischem Potential ausgewiesen (BMLFUW 2016). Die Erreichung eines guten ökologischen Potentials setzt eine hohe Vielfalt aquatischer und semiaquatischer Habitate voraus, welche aus libellenkundlicher Sicht gegeben ist. Die auf der Donauinsel nachgewiesene Artenzahl ist hoch und entspricht jener artenreicher Auegebiete (CHOVANEC et al. 2004). Die Werte der OHIs (1,13 bis 3,40) sowie die artspezifischen Habitatwerte (1,1 bis 3,9) indizieren eine Ausprägung von vier der fünf Habitattypen (H1 bis H4).

Die Ergebnisse zeigen eine Verlagerung der Libellenzönose in Richtung Libellenarten der Assoziationen 3 und 4, welche typisch für Gewässer in einem späten Sukzessionsstadium sind. Bestätigt wird dies ebenfalls durch die OHIs, die eine Dominanz von H3 zeigen. Für eine Erhaltung des guten ökologischen Potentials sind deshalb Maßnahmen erforderlich welche den Verlandungsentwicklungen entgegenwirken.

Durch weitere Restrukturierungsmaßnahmen am linken Donauufer und die Anlage neuer Gewässer auf der Donauinsel sollen Habitatdiversität und Struktureichtum gesteigert werden. In weiterer Folge wird dadurch die Passierbarkeit für Libellen, aber auch zahlreiche andere Tierarten erhöht und damit die Korridorfunktion der Donauinsel gestärkt. Populationen und deren Stabilität werden durch den genetischen Austausch zwischen den einzelnen auf der Insel geschaffenen Uferstrukturen und Gewässern sowie zwischen diesen und Donauauen im Nordwesten und Südosten Wiens gefördert.

6.3 Korridorfunktion, Bedeutung und Vergleich der einzelnen Standorte

Eines der wasserwirtschaftlichen Hauptziele ist es, die longitudinale Konnektivität erheblich veränderter, fragmentierter Wasserkörper wiederherzustellen. Dabei spielen die naturnahe Gestaltung von Ufern und - wie im Falle der Donauinsel - die Anlage von künstlichen Stillgewässern, sowie der Erhalt von Altarmresten eine wesentliche Rolle. Mit den zwischen 1990 und 2001 durchgeführten Kartierungen wurde der Trittsteincharakter der Gewässer auf der Donauinsel anhand von Libellen dokumentiert. Im Jahr 2014 zeichnete sich ein großer Teil der untersuchten Standorte durch eine artenreiche Libellengemeinschaft aus, was die Korridorwirkung der Donauinsel unterstreicht. Dabei stellen unterschiedliche Gewässertypen Lebensraum für verschiedene Libellenzönosen dar.

Die Bray-Curtis Analyse zeigt, dass sich die Artenspektren von Weihern und Seitenarmen unterscheiden. Das Aufkommen von submersen Makrophyten an Seitenarmen wurde durch deren hydrologische Dynamik zum größten Teil verhindert, was sich auf die vorgefundene Libellenzönose und die Artendiversität auswirkte. Aus Abbildung 41 ist ersichtlich, dass an Standorten ohne oder mit wenig

hydrologischer Dynamik (2, 3, 4, 7, 9 12 und 15) signifikant mehr Libellenarten nachgewiesen werden konnten, als an Standorten mit mäßiger bis hoher hydrologischer Dynamik (1, 5, 6, 8, 10, 11, 13 und 14). Stillgewässer, wie das Tritonwasser, mit gut ausgeprägten Beständen flutender Makrophyten, sowie einem Röhrichtgürtel, einer großen Freiwasserfläche und sonnenexponierten Ufern, vereinen eine Vielzahl von unterschiedlichen Habitatparametern und werden deshalb von einer höheren Artenzahl als Reproduktionsgewässer genutzt (SCHULTZ 2006). Das Tritonwasser war 2014, wie schon während der Kartierungen von 1998 bis 2001, das artenreichste Gewässer und stellt somit aus libellenkundlicher Sicht eines der wichtigsten Reproduktionsgewässer der Donauinsel dar. Dem Gewässer kommt zudem eine wichtige Rolle als Ausbreitungszentrum zu (RAAB 2003).

Die hohe Artenzahl am Tritonwasser bestätigt somit die seit langem etablierte Hypothese, dass mit zunehmender Größe eines Habitats auch dessen strukturelle Ausstattung zunimmt, wodurch der Artenreichtum gefördert wird (vgl. OERTLI et al. 2002, KADOYA et al. 2004).

Die Hypothese, dass auch kleinere Gewässer einen wichtigen Beitrag zur Artenvielfalt und für den Naturschutz liefern, bestätigte sich am Endelteich (OERTLI et al. 2002). Vor allem das wahrscheinlich bodenständige Vorkommen der in Österreich vom Aussterben bedrohten Gabel-Azurjungfer *C. scitulum* hebt die Bedeutung dieses Gewässers für die Donauinsel hervor. Neben dem Endelteich sind auch die Weiher 3 und 7, nach der von OERTLI definierten Größenstufe ($6\text{-}223\text{m}^2$) Kleinstgewässer. Ein Vergleich der bodenständigen Artenzahl an diesen drei Gewässern verdeutlicht, dass Parameter wie submerse Vegetation und Besonnung der Ufer und Wasserflächen auch bei Kleinstgewässern eine übergeordnete Rolle bei der Gewässerwahl durch Libellen spielen (OERTLI et al. 2002, HONKANEN et al. 2011). Standort 2 lag an einem Weiher, der aufgrund seiner Größe von 1.480m^2 der von Oertli definierten Gewässergröße mittelgroße Gewässer ($1200\text{-}4600\text{m}^2$) entspricht. Im Gegensatz zu großen und Kleinstgewässern kommt in der Arbeit von OERTLI mittelgroßen Gewässern naturschutzfachlich nur eine untergeordnete Rolle zu. Keines der durch OERTLI untersuchten Taxa zeigte eine Präferenz für mittelgroße Gewässer. Ein Verlust von mittelgroßen Gewässern würde demnach zu keinem Artenverlust von Libellen führen. Auch auf der Donauinsel konnte an diesem Gewässer ebenfalls keine Art festgestellt werden, die nicht auch an anderen Standorten auftrat und damit eine Präferenz für derartige Gewässer aufzeigte. Die Anzahl der bodenständigen Arten war innerhalb des Gewässertyps Weiher nur am Endelteich (Standort 15) und am Tritonwasser (Standort 9) höher als an Standort 2. An den Standorten 3 und 7 konnten entweder gleich viele oder weniger bodenständige Arten nachgewiesen werden. Auch die Anzahl potentiell gefährdeter bzw. gefährdeter Arten war an Standort 2 höher als an den Standorten 3 und 7. Das Potential des mittelgroßen Weihers als Libellengewässer ist zudem noch nicht vollkommen ausgeschöpft. Das Gewässer ist geprägt durch ein stark mit Ufergehölz bewachsenes, sehr homogenes Ufer. Das Gehölz reicht bis an das Gewässer heran, weswegen keine besonnten Ufer ausgeprägt sind. Gezielte

Maßnahmen zur Steigerung des Habitatangebots, wie sie im Managementteil der Arbeit beschrieben werden, würden das Gewässer für Libellen attraktiver gestalten.

An allen fünf kartierten Weihern wurden 28 der 29 auf der Donauinsel auftretenden Libellenarten festgestellt. Innerhalb der Gewässerkategorie Weiher waren vor allem das Tritonwasser (Standort 9) und der Endelteich (Standort 15) aufgrund ihrer Artenvielfalt und dem wahrscheinlich bodenständigen Vorkommen von *C. scitulum* und *L. fulva* als „Libellen-Hotspots“ zu bezeichnen. Die Weiher 2, 3 und 7 wiesen zwar innerhalb dieses Gewässertyps eine geringere Artenvielfalt auf, waren im Vergleich mit allen 15 untersuchten Standorten dennoch im oberen Bereich bezüglich ihrer Artendiversität anzusiedeln. In dem System Donauinsel stellen diese fünf künstlich geschaffenen Stillgewässer deshalb wichtige Trittsteine dar und tragen so wesentlich zur Korridorfunktion der Donauinsel bei.

Ein weiterer „Libellen-Hotspot“ und wichtiges Ausbreitungszentrum war der Altarmrest „Toter Grund“ (Standort 4). Während den Kartierungen konnte an diesem Standort die zweithöchste Artenzahl festgestellt werden. Alle auf der Donauinsel vertretenen Arten der Rote Liste-Kategorien „potenziell gefährdet“ und „gefährdet“ bildeten am Toten Grund bodenständige Populationen aus. Aus der Darstellung der Ähnlichkeitsbeziehungen zwischen den Standorten ist zu erkennen, dass sich die Artgemeinschaften des Tritonwassers und des Toten Grundes sehr ähneln (Abb. 37). Insgesamt 21 Arten kamen sowohl am Toten Grund, als auch am Tritonwasser vor. Der zweite Altarmrest, das Zinkerbachl (Standort 11) war bei weitem nicht so artenreich. Lediglich sechs Arten konnten an diesem Gewässer festgestellt werden. Alle sechs Arten traten ebenfalls am Toten Grund auf. Ufergehölz war an beiden Standorten sehr dominant und führte vor allem am Zinkerbachl aufgrund der geringeren Gewässerbreite zu einer starken Beschattung der Wasseroberfläche, wodurch das Aufkommen von Wasserpflanzen und Röhrichtbeständen am Zinkerbachl ausblieb und die Ufer homogene Bereiche darstellten. Neben der negativen Auswirkung auf eine diverse strukturelle Ausstattung eines Gewässers, beeinflusst die Beschattung eines Gewässers die Habitatselektion durch Libellen.

Studien belegen die Bedeutung von Schatten als einen limitierenden Faktor für die Verbreitung von Libellen (u. a. SAMWAYS & STEYTLER 1995, FULAN et al. 2008, REMSBURG et al. 2008). Die Habitatwahl erfolgt vor allem über visuelle Reize, wie Lichtreflexionen an der Wasseroberfläche (ROUQUETTE & THOMPSON 2005, WILDERMUTH 2008). Durch das dichte Ufergehölz am Zinkerbachl dringt jedoch nur wenig Licht bis zur Wasseroberfläche vor. Die Beschattung eines Gewässers beeinflusst zudem die Thermoregulation und reduziert die Beuteverfügbarkeit sowie den Jagderfolg (REMSBURG et al. 2008).

Die am Zinkerbachl beobachteten Libellen hielten sich fast ausschließlich an den ersten Metern nach der Mündung in die neue Donau auf. Dieser Uferbereich war noch weniger von Gehölz dominiert und wies

vegetationsärmere, besonnte Stellen auf. Mit einem stellenweisen Auslichten des Ufergehölzes kann insbesondere der Aktionsradius der auftretenden Arten vergrößert werden.

An allen sechs Seitenarm-Standorten konnten insgesamt 22 Arten gezählt werden, von denen 17 Arten an mindestens einem der Standorte bodenständig waren. Innerhalb des Gewässertyps Seitenarme lag die festgestellte Artenzahl zwischen zwei und 19 Arten. Der bodenständige Anteil reichte von zwei bis 14 Arten. Die Artengemeinschaften von Weihern und Seitenarmen unterschieden sich - wie erwähnt - signifikant. Aufgrund der höheren hydrologischen Dynamik an Seitenarmen und der damit verbundenen Habitatausstattung ist an typischen H1 und H2 Standorten grundsätzlich eine geringere Artenvielfalt und ein anderes Arteninventar zu erwarten, als an stehenden Gewässern. Seitenarm-Standorte mit hohen Artenzahlen waren 8 und 10. Beide Seitenarme wiesen neben Röhrlichtzonen als einzige innerhalb dieses Gewässertyps ebenfalls ausgeprägte Bestände submerser Makrophyten auf. Trotz des Fehlens von submerser Vegetation an allen anderen Seitenarm-Standorten, waren auch hier einige der auftretenden Arten typische Stillgewässer-Arten. Für *C. splendens*, *I. elegans*, *B. pratense* und *O. cancellatum*, welche in den höchsten Abundanzen an den Seitenarm-Standorten auftraten, spielt dieser Gewässertyp eine wesentliche Rolle als Fortpflanzungsgewässer. Von den „potentiell gefährdeten“ und „gefährdeten“ Libellenarten, die auf der Donauinsel auftraten, konnten alle am Gewässertyp Seitenarm festgestellt werden, bildeten aber nicht alle bodenständige Populationen aus. Als System gesehen spielen Seitenarme als Libellengewässer auf der Donauinsel eine wichtige Rolle und tragen aufgrund ihrer unterschiedlichen strukturellen Ausstattung wesentlich zur Habitatdiversität auf der Donauinsel bei.

Obwohl die Standorte 6 (Bucht) und 7 (Weiher) räumlich sehr nahe beieinanderlagen, unterschieden sich die Artenspektren der beiden Standorte stark (Abb. 36). Die 100 m Uferlinie des Standortes 6 umfasste eine Bucht mit anschließendem Blockwurfufer. An diesem Standort wurde der negative Einfluss von durch Blockwurf befestigten Ufern bzw. der positive Einfluss von naturnah gestalteten Ufern während der Kartierungen deutlich. Nahezu alle an dem Standort festgestellten Libellen, wurden innerhalb der Bucht beobachtet. Der mit Blockwurf befestigte Uferstreifen war komplett unattraktiv für Libellen.

Noch deutlicher stellte sich dieser Umstand an Standort 13, einem zur Gänze durch Blockwurf befestigten Donauuferabschnitt, dar. Während der Kartierung konnte keine einzige Libelle an diesem Standort festgestellt werden. Beim Vergleich des Standortes mit struktureicheren Standorten zeigte sich schon bei den Kartierungen von RAAB und CHOVANEC, dass durch Blockwurf befestigte Ufer keinen geeigneten Lebensraum für Libellen darstellen (CHOVANEC et al. 2000). Eine naturnahe Ufergestaltung mit einer heterogenen strukturellen Ausstattung ist essentiell, um die Artenvielfalt der Libellenfauna zu fördern.

Der Zusammenhang zwischen Habitat- und Artendiversität war Gegenstand zahlreicher Publikationen (GOERTZEN & SUHLING 2012) und konnte ebenfalls auf der Donauinsel bestätigt werden (Abb. 39 und 40). Wichtig dabei ist die enge Verzahnung verschiedenster Strukturen auf kleinem Raum, wie sie, wie erwähnt, beispielsweise am Tritonwasser, zu finden ist. Damit wird der Libellenfauna ein reiches Habitatangebot auf kleinstem Raum geboten, welches sich in dementsprechend hohen Artenzahlen auswirkt.

6.4 Vergleich der Artengemeinschaften von 2014 mit 1990-2001

Die im Rahmen der Untersuchungen zwischen 1990 und 2001 auf der Donauinsel aufgenommenen Daten zeigten den gesamten Besiedlungsverlauf der kartierten Gewässer. Im Jahr 2014 konnte eine Verlagerung der Libellenzönose von Pionierarten und Anzeigern für dynamische Gewässer, in Richtung Libellenarten, die für Gewässer in einem späteren Sukzessionsstadium typisch sind, festgestellt werden. Die 2014 auftretenden Artengemeinschaften spiegelten die sukzessionsbedingten Veränderungen der Gewässer wider.

6.4.1 Libellen-Assoziationen

Sowohl in den vorangegangenen Untersuchungen, als auch im Jahr 2014 waren sechs der sieben Libellenassoziationen repräsentiert. Bei beiden Untersuchungen fehlend waren Vertreter der Rhithral-Assoziation (A6). Ein Vergleich der Untersuchungen aus dem Jahr 2014 mit den Daten aus früheren Untersuchungen zeigt, dass Pionierarten (A2) und insbesondere typische Arten temporärer Gewässer (A5), im Artenspektrum der Donauinsel nur mehr in eingeschränktem Maß vorhanden sind. Aus der „Assoziation temporärer Gewässer“ wurden zwischen 1990 und 2001 noch sieben der neun möglichen Arten festgestellt. 2014 ist diese Assoziation lediglich durch *S. sanguineum* repräsentiert. Im Jahr 2014 dominierend waren Arten der Assoziationen 3 „Röhricht und Ufergehölz“ und 4 „Röhricht und submerse Makrophyten“, die für fortgeschrittene Verlandungsstadien charakteristisch sind.

6.4.2 Odonata Habitat Index

Das Ergebnis der Auswertung des OHI zeigt eine deutliche Zunahme der Habitatdiversität. Während zwischen 1990 und 2001 zwei der fünf Habitattypen repräsentiert waren, waren 2014 vier der fünf Habitattypen ausgeprägt. Die OHI-Werte, welche mit den zwischen 1990 bis 2001 erhobenen Daten errechnet wurden, indizierten hauptsächlich den Habitattyp 3. Im Jahr 2014 dominiert dieser Habitattyp ebenfalls, die Habitattypen 1, 2 und 4 waren aber durch insgesamt sechs Standorte repräsentiert.

Im OHI kommt sensitiven Arten aufgrund ihres höheren Indikationsgewichtes eine größere Bedeutung zu. Die Zahl der sensitiven Arten sank von 21 auf 13 Arten. Wie erwähnt gehörte der größte Teil sensitiver Arten, die 2014 nicht mehr auftraten, den Assoziationen 2 und 5 an. Bei den 13 sensitiven

Arten des 2014 erhobenen Artenspektrums handelte es sich fast ausschließlich um Vertreter der dominierenden Assoziationen 1, 3 und 4.

6.4.3 Gefährdete Arten

Bei zehn der dreizehn Arten, die 2014 auf der Donauinsel nicht mehr auftraten, handelte es sich um in Österreich „potentiell gefährdete“, „gefährdete“ und „vom Aussterben bedrohte“ Arten. Die Anzahl von Libellenarten dieser Gefährdungskategorien fiel im Jahr 2014 dementsprechend geringer aus als zwischen 1990 und 2001. Acht davon sind typisch für „temporäre Gewässer“ (A5) oder für Gewässer mit „spärlich bewachsenen Ufern“ (A2). Alle 2014 nicht mehr auftretenden Arten der Assoziation 5 kamen zwischen 1990 und 2001 ausschließlich am Tritonwasser vor. Nach dessen Errichtung ließ man Teile des Gewässers durch den Einzug von Dämmen jährlich trocken fallen um das Gewässer fischfrei zu halten, wodurch ein optimales Habitat für diese Libellenarten geschaffen wurde. Im Zuge des Gewässermanagements am Tritonwasser fielen 2013 mehrmals über das Jahr verteilt Bereiche des Gewässers trocken. Fortpflanzungsgewässer dieser Arten sollten jedoch nur einmal jährlich im Spätsommer austrocknen. Fällt das Gewässer bereits früher im Jahr des Öfteren trocken, stellt es keinen geeigneten Lebensraum für Libellen dar. Pionierstandorte und Gewässer mit offenen Uferbereichen sind sukzessionsbedingt kaum mehr vorhanden. Arten die auf solche Standorte angewiesen sind und in den ersten Jahren nach der Errichtung dieser Gewässer auftraten, existierten mit zunehmender Verkräutung und Verbuschung der Gewässer nur noch in eingeschränktem Maß. Ausgehend von dem Gefährdungsgrad der nicht mehr nachgewiesenen Arten aus den Assoziationen 5 und 2 ist der Verlust von geeigneten temporären Gewässerbereichen und Pionierstandorten als besonders negativ zu bewerten.

Bei den 2014 noch vorhandenen Libellenarten der Gefährdungskategorien „potentiell gefährdet“, „gefährdet“ und „vom Aussterben bedroht“ gab es positive Entwicklungen. Mit Ausnahme von *E. najas* wurden alle Arten während der Kartierung 2014 an mehr Standorten und oder in höheren Abundanzen festgestellt, als während der vorangegangenen Untersuchungen. Die größte Ausbreitungstendenz konnte bei *S. fusca* („gefährdet“) beobachtet werden. Vor 13 Jahren war sie noch eine der seltenen Arten der Donauinsel, 2014 gehörte sie mit zu den am weitest verbreiteten Arten.

6.5 Hydrologische Dynamik und Verlandung

Der Bau des Kraftwerkes Freudenau führte zu einer Einschränkung der hydrodynamischen Prozesse des Flusses. Daraus resultiert ein Ausbleiben natürlicher Sedimentations- und Erosionsprozesse, welche maßgeblich sind für die Entstehung von Pionierstandorten. Da keine natürliche Neubildung von Gewässern mehr stattfindet, ist eine Monotonisierung und auf längere Sicht eine Verlandung der Seitenarme zu erwarten. Ebenfalls negativ für die Artendiversität sind die durch Blockwurf befestigten Ufer, welche absolut monotone, strukturarme Habitate darstellen. (JUNGWIRTH et al. 2014)

Dass Verlandungsprozesse auf der Donauinsel bereits fortgeschritten sind, zeigt die Dominanz von H3 und die beschriebene Verlagerung der Libellenzönose in Richtung Assoziationen 3 und 4, welche typisch für Gewässer in einem späten Sukzessionsstadium sind, während Pionierarten der Assoziation 2 und insbesondere charakteristische Arten für dynamische Gewässer (A5) nur noch eingeschränkt vorhanden sind.

Durch die fehlende Verbindung zum Grundwasser ist die Erhaltung von Stillgewässern auf der Donauinsel von gezielten Pflegemaßnahmen abhängig. Von den untersuchten Stillgewässern zeigt insbesondere der Endelteich eine sehr hohe Verlandungstendenz. Die Problematik wurde bereits einige Jahr nach dem Aushub des Gewässers erkannt, weshalb zwischen 1989 und 1997 gezielte Pflegemaßnahmen durchgeführt wurden. (ROTTER 1997). Die Größe des ehemals ca. 1500m² großen Weihers ist jedoch in den letzten 13 Jahren verlandungsbedingt auf 100m² zurückgegangen.

In den nachfolgenden Managementvorschlägen werden gezielte Maßnahmen für jeden Standort vorgeschlagen. Dabei werden sowohl Maßnahmen zur Erhaltung, als auch zur Verbesserung der ökologischen Situation der Gewässer empfohlen. Ein diverses und reiches Strukturangebot fördert den Artenreichtum, weshalb aus libellenkundlicher Sicht alle Maßnahmen zu favorisieren sind, die zu einer Erhöhung dieses Angebotes beitragen. Die folgenden Maßnahmenvorschläge orientieren sich dabei an der vorangegangenen Beurteilung und Bedeutung für die Libellenfauna, sowie dem Vergleich mit früheren Daten (vgl. dazu CABELA et al. 2003).

7. MASSNAHMENVORSCHLÄGE

7.1 Stillgewässer

Allgemeine Maßnahmen:

Das nur noch eingeschränkte Vorkommen von Pionierarten und Spezies temporärer Gewässer macht ersichtlich, dass Maßnahmen notwendig sind, um Verlandung und Monotonisierung des Habitatangebots entgegenzuwirken. Da aufgrund der fehlenden Dynamik eine natürliche Neubildung von Pionierstandorten unterbunden wird, müssen diese Habitate künstlich erzeugt werden. Pflegemaßnahmen an bereits vorhandenen Gewässern sind wichtig, um die Habitatdiversität zu erhalten und steigern. Um Freiwasserflächen zu erhalten und ausreichende Besonnung der Wasserfläche und Ufern zu gewährleisten, ist die jährliche Entfernung des Röhrichtbestandes in den Wintermonaten notwendig (CABELA et al. 2003). Zudem trägt eine periodische Röhrichtentfernung dazu bei, eine Verlandung der Stillgewässer zu verhindern. Dabei ist zu beachten, dass die Maßnahmen im Rotationsprinzip durchgeführt werden, um die Diversität an verschiedenen Sukzessionsstadien zu fördern (WILDERMUTH 1986, WILDERMUTH 2005). Eine Förderung von Arten temporärer Gewässer wäre durch die Anlage von größeren Gewässern mit flachen Ufern, die bei niedrigem Wasserstand trocken fallen, möglich. Eine weitere Möglichkeit, wäre das Einziehen von Dämmen, wie es am Tritonwasser realisiert wurde. Dadurch können Gewässerabschnitte mit temporärer Wasserführung erzeugt werden. An welchen Gewässern eine Durchführung der beschriebenen Maßnahmen sinnvoll ist, wird nachfolgend für jeden Standort im Detail angegeben.

Standort 2:

- *Maßnahmenvorschläge zur Verbesserung:*
 - Rückschnitt bzw. Auslichtung des Gehölzes auf westlicher Uferseite, um eine höhere Habitatdiversität und sonnenexponierte Uferzonen zu schaffen. Der dichte Bewuchs am östlichen Ufer ist hingegen wichtig zur Besucherlenkung.

Standort 3:

- *Maßnahmenvorschläge zur Erhaltung:*
 - Periodische Entfernung des Schilfes im Winter, um einer Verlandung des Gewässers vorzubeugen.

Standort 7:

- *Maßnahmenvorschläge zur Verbesserung:*
 - Periodische Reduzierung des Schilfes im Winter um einer Verlandung des Gewässers vorzubeugen. Ebenfalls wird eine Reduzierung des Ufergehölzes empfohlen.

Standort 9 (Tritonwasser):

- *Maßnahmenvorschläge zur Erhaltung:*
 - Weitere Offenhaltung der Schotterbänke am Ufer durch Rückschnitt des Ufergehölzes.
- *Maßnahmenvorschläge zur Verbesserung:*
 - Temporäre Gewässerbereiche sollten nur eine spätsommerliche Austrocknungsphase durchlaufen.

Standort 15 (Endelteich):

Der ehemals 1500m² große Weiher war 2014 bis durch Verlandung auf eine Größe von 100m² reduziert. Das Gewässer stellte auch für Amphibien ein wichtiges Ausgleichsgewässer dar und war von 1987-1995 Ort für populationsbiologisch-herpetologische Studien (JEHLE et al. 1997). Trotz der zurückgegangenen Fläche ist das Gewässer mit 19 nachgewiesenen Libellenarten ein wichtiges Reproduktionsgewässer. Da sich unter den nachgewiesenen Arten auch *C. scitulum* befand, ist diesem Standort nochmals besondere Beachtung zu schenken. Auf Grund der geringen Größe des noch vorhandenen Gewässers, ist jedoch ohne gezielte Pflegemaßnahmen, wie Zurückschneiden des Schilfs, eine komplette Verlandung zu befürchten.

Außerdem wäre ein Wiederaushub des ehemaligen Gewässers diskutierbar. Um die zum Teil seltene und in Österreich hochgradig gefährdete Libellenfauna nicht zu schädigen, wäre es sinnvoller den Endelteich nicht zu erweitern, sondern einen zweiten Weiher anzulegen. Ein weiterer Vorteil dabei wäre die Steigerung der Habitatdiversität durch zwei Gewässer in komplett unterschiedlichen Sukzessionsstadien. Die positive Auswirkung von einem Netz an Kleingewässern unterschiedlicher Sukzessionsstadien auf die Libellenfauna wie es beispielsweise in Braunschweig geschaffen wurde, ist bereits durch Studien belegt (vgl. GOERTZEN & SUHLING 2012, SUHLING et al. 2009).

- *Maßnahmenvorschläge zur Erhaltung:*
 - Bei einer Ausbreitung des Gehölzes am östlichen Ufer des Gewässers wäre ein Rückschnitt empfehlenswert um das Ufer offen zu halten. Der dichte Bewuchs am westlichen Ufer ist hingegen wichtig zur Besucherlenkung und bietet für Arten der Familie Lestidae ein geeignetes Habitat bzw. Eiablagesubstrat.
 - Jährliche Entfernung des Schilfes um eine Verlandung zu verhindern.

- *Maßnahmenvorschläge zur Verbesserung:*
 - Anlage eines neuen Gewässers

7.2 Altarmreste

Standort 4 (Toter Grund):

- *Maßnahmenvorschläge zur Verbesserung:*
 - Rückschnitt des Ufergehölzes.

Standort 12 (Zinkerbachl):

- *Maßnahmenvorschläge zur Verbesserung:*
 - Auslichtung des Gehölzes, um sonnenexponierte Uferzonen zu schaffen und die Besonnung der Wasseroberfläche zu fördern.

7.3 Uferstrukturen:

Allgemeine Maßnahmen:

Um eine Verlandung der Seitenarme zu verhindern, ist es notwendig, Feinsedimentauflagen zu entfernen und einen periodischen Rückschnitt des Röhrichts durchzuführen. Durch das Schaffen offener Schotterflächen und Ruderalflure ließe sich das Habitatangebot steigern. Ein abschnittsweises Auslichten des Ufergehölzes fördert sonnenexponierte Uferzonen sowie eine stärkere Besonnung der Wasserfläche. Wie an den Stillgewässern wird auch an diesen Gewässern eine Umsetzung der Maßnahmen im Rotationsprinzip empfohlen. An welchen Gewässern eine Durchführung der beschriebenen Maßnahmen sinnvoll ist, wird nachfolgend für jeden Standort im Detail angegeben.

Standort 1:

- *Maßnahmenvorschläge zur Verbesserung:*
 - Periodischer Rückschnitt des Ufergehölzes.

Standort 5:

- *Maßnahmenvorschläge zur Verbesserung:*
 - Periodischer Rückschnitt des Ufergehölzes.

Standort 6:

- *Maßnahmenvorschläge zur Erhaltung:*
 - Jährlicher Rückschnitt des Ufergehölzes.

Standort 8:

- *Maßnahmenvorschläge zur Erhaltung:*
 - Auch weiterhin Zurückschneiden der Ufervegetation um sonnenexponierte Uferzonen zu erhalten.

Standort 10:

- *Maßnahmenvorschläge zur Erhaltung:*
 - Erhaltung gehölzfreier Abschnitte.

Standort 11:

- *Maßnahmenvorschläge zur Erhaltung:*
 - Entfernung von Feinsedimentauflagen.
 - Entfernung des Schilfes in den Wintermonaten.
- *Maßnahmenvorschläge zur Optimierung:*
 - Auslichtung des Ufergehölzes um sonnenexponierte Uferzonen zu schaffen.

Standort 13:

- *Maßnahmenvorschläge zur Optimierung:*
 - Auslichten des Ufergehölzes um sonnenexponierte Uferabschnitte mit Ruderalvegetation zu schaffen.

Standort 14:

- *Maßnahmenvorschläge zur Optimierung:*
 - Auslichtung des Ufergehölzes um sonnenexponierte Uferzonen zu schaffen.

8. LITERATUR

ALLAN J. D. & FLECKER A. S. (1993): Biodiversity conservation in running waters - Identifying the major factors that threaten destruction of riverine species and ecosystems. Bioscience Vol. 43 No. 1, Research Library: 32-43

BALZAN M. V. (2012): Associations of dragonflies (Odonata) to habitat variables within the Maltese Islands: A spatio-temporal approach. Journal of Insect Science 12: 87: 1-12

BELLMANN H. (2007): Der Kosmos Libellenführer. Stuttgart, Franckh-Kosmos Verlags-GmbH & Co.

BOUDOT J.P. & KALKMAN V.J. (2015): Atlas of the European dragonflies and damselflies. KNNV Uitgeverij, Utrecht.

BRACCIA A., VOSHELL J. R., CHRISTMAN JR. & CHRISTMAN V. D (2007): The Odonata of newly constructed ponds with life history and production of dominant species. Aquatic Insects 29(2): 115-130

BROCHARD C., GROENENDIJK D., VAN DER PLOEG E. & TERMAAT T. (2012): Fotogids Larvenhuidjes van Libellen. Photo Guide to the exuviae of Dragonflies in North-West Europe: 1-320

BUIJSE A. D., COOPS M., STARAS M., JANS L. H., VAN GEEST G. J., GRIFTS R. E., IBEINGS B. W., OOSTERBERG W. & ROOZEN F. C. J. M. (2002): Restoration strategies for river floodplains along large lowland rivers in Europe. Freshwater Biology 47: 889-907

BULÁNKOVÁ E. (1997): Dragonflies (Odonata) as bioindicators of environmental quality. Biológia (Bratislava) 52: 177-180

Bundesministerium für land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (2015): Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan 2015-NGP 2015. Entwurf. Wien

CABELA A., CHOVANEC A., ELLINGER N., GRESSLER S., GRÖTZER C., PASCHER K., RAAB R., STRAIF M. & TEUFL H. (2003): Maßnahmenkatalog für die neu geschaffenen Uferstrukturen auf der Donauinsel. Denisia 10: 215-227

CHAM S. (2012): Field Guide to the larvae and exuviae of British Dragonflies, Damselflies (Zygoptera) and Dragonflies (Anisoptera). The British Dragonfly Society, 23 Bowker Way, Whittlesey, Peterborough PE7 1PY

CHOVANEC A. (1994): Libellen als Bioindikatoren. Anax 1 (1): 1-9

CHOVANEC A. (1997): Methoden für die Erhebung und Bewertung der Libellenfauna (Insecta: Odonata) – Eine Arbeitsanleitung. Anax 2 (1): 1-22

CHOVANEC, A. (2014): Libellen als Indikatoren für den Erfolg von Renaturierungsmaßnahmen an Fließgewässern am Beispiel der Krems im Bereich Ansfelden/Oberaudorf, ÖKO-L 36/2: 17-26

CHOVANEC A. (2015): Libellenkundliche Untersuchungen auf der Donauinsel (2014) und in der Klosterneuburger Au (2015) im Rahmen der limnologischen Beweissicherung des KW Freudenau. Im Auftrag der Universität für Bodenkultur Gregor Mendelstraße 33 1180 Wien (unveröffentlicht)

CHOVANEC A. & RAAB R. (2002): Die Libellenfauna (Insecta: Odonata) des Tritonwassers auf der Donauinsel in Wien – Ergebnisse einer Langzeitstudie, Aspekte der Gewässerbewertung und der Bioindikation. Denisia 03: 63-81

CHOVANEC A. & SCHIEMER F. (2003): Die Donauinsel in Wien als ökologischer Korridor? Untersuchungen der Besiedlung neu geschaffener Uferstrukturen im Stauraum Freudenau – Hintergrund, Projektdesign und zusammenfassende Darstellung. Denisia 10: 27-51

CHOVANEC A., WARINGER J. (2001): Ecological integrity of river-floodplain systems - assessment by dragonfly surveys (Insecta: Odonata). - Regulated rivers: Research and management 17: 493-507

CHOVANEC A., SCHINDLER M. & WARINGER J. (2002): Bewertung des ökologischen Zustandes eines Donaualtarmes („Alte Donau“) in Wien aus libellenkundlicher Sicht (Insecta:Odonata). Lauterbornia 44: 83-97

CHOVANEC A., SCHINDLER M., PALL K. & HOSTETTLER K. (2009): Bewertung des österreichischen Bodenseeufer auf der Grundlage libellenkundlicher Untersuchungen, Schriftenreihe Lebensraum Vorarlberg, Band 59: 2-41

CHOVANEC A., SCHIEMER F., CABELA, A., GRESSLER S., GRÜTZER C., PASCHER K., RAAB R., TEUFL H. & WIMMER R. (2000): Constructed inshore zones as river corridors through urban areas-the Danube in Vienna: preliminary results. Regulated rivers: Research and management 16: 175-187

CHOVANEC A., SCHIEMER F., WAIDBACHER H. & SPOLWIND R. (2002): Rehabilitation of a heavily modified river section of the Danube in Vienna (Austria): Biological assessment of landscape linkages on different scales: 183-195

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 Vol. 15, No 1-4: 211-224

CHOVANEC, A., WARINGER J., R. RAAB & G. LAISTER (2004): Lateral connectivity of a fragmented large river system: assessment on a macroscale by dragonfly surveys (Insecta: Odonata). Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 14 (2): 163-178.

CHOVANEC A., WARINGER J., WIMMER R. & SCHINDLER M. (2014): Dragonfly Association Index Bewertung der Morphologie von Fließ-gewässern der Bioregion Östliche Flach- und Hügelländer durch libellenkundliche Untersuchungen. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft: 1-35

CHOVANEC A., WIMMER R., RUBEY W., SCHINDLER M. & WARINGER J. (2012): Hydromorphologische Leitbilder als Grundlage für die Ableitung gewässertyp-spezifischer Libellengemeinschaften (Insecta:Odonata), dargestellt am Beispiel der Bewertung der restrukturierten Weidenbach-Mündungsstrecke (Marchfeld, Niederösterreich). Wiss. Mitt. Niederösterreich. Landesmuseum: 23: 83-112

CLAUSNITZER V. , KALKMAN V. J., RAM M. , COLLEN B., BAILLIE J.E.M. , BEDJANIC M., DARWALL W. R.T. , DIJKSTRA K.-D. B, DOW R., HAWKING J., KARUBE H., MALIKOVA E., PAULSON D., SCHÜTTE K., SUHLING F , VILLANUEVA R.J., VON ELLENRIEDER N. & WILSON K. (2009): Odonata enter the biodiversity crisis debate: The first global assessment of an insect group, Biological conservation: 1-6

CORBET P. S. (1999): Dragonflies. Behaviour and Ecology of Odonata. Koninklijke Brill NV.

DIJKSTRA K. (2006): Field Guide to the Dragonflies of Britain and Europe.

FULAN J. A., RAIMUNDO R.& FIGUEIREDO D. (2008): Habitat characteristics and dragonflies (Odonata) diversity and abundance in the Guadina River eastern of the Alentejo, Portugal. Boln. Assoc. Esp. Ent.: 32 (3-4): 327-340

FOOTE A. L. & HORNING C. L. R. (2005): Odonates as biological indicators of grazing effects on Canadian prairie wetlands. Ecological Entomology Volume 30, Issue 3: 273-283

GOLDSCHMID U. (1997): Das Konzept der Donauinsel: Biotopverbund und Managementmaßnahmen. in Hödl W., Jehle R. & Gollmann G. (1997): Populationsbiologie von Amphibien. Stapfia 51: 27-45

Goldschmid U. & Grötzer C. (2002) Anlage und Management eines Teiches als ökologische Ausgleichsmaßnahme: Das Tritonwasser auf der Wiener Donauinsel. Denisia 03: 25-47

GOERTZEN D. & SUHLING F. (2012): promoting dragonfly diversity in cities: major determinants and implications for urban pond design. Insect Conservation (2013) 17: 399-409

GOERTZEN D. & SUHLING F. (2014): Central European cities maintain substantial dragonfly species richness- a chance for biodiversity conservation? Insect Conservation and Diversity doi: 10.1111/icad. 12102

GREGORY S. V., SWANSON F. J., MCKEE W. A. & CUMMINS K. W. (1991): An ecosystem perspective of riparian zones. (Cover Story).BioScience 41/8: 540-551

HOLZINGER W. E., CHOVANEC A. & WARINGER J. A. (2015): Checklisten der Fauna Österreichs, No. 8. Hieronymus Dastych: Tardigrada.: Odonata (Insecta): 27-48

HONKANEN M., SORJANEN A.-M. & MÖNKKÖNEN M. (2011): Deconstructing responses of dragonfly species richness to area, nutrients, water plant diversity and forestry. *Oecologia* 166, pp 457-467

JEHLE R., ELLINGER N. & HÖDL W. (1997): Der Endelteich der Wiener Donauinsel und seine Fangzaunanlage für Amphibien: ein sekundäres Gewässer für populationsbiologische Studien. *Stapfia* 51: 85-103

JUNGWIRTH M., HAIDVOGEL G., HOHENSINNER S., WAIDBACHER H. & ZAUNER G. (2014): Österreichs Donau. Landschaft-Fisch-Geschichte. Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement, BOKU Wien.

KADOYA T., SUDA S. & WASHITANI I. (2004): Dragonfly species richness on man-made ponds: effects of pond size and pond age on newly established assemblages. *Ecological Research* 19: 461-467

KALKMAN V. J., BOUDOT J. P., BERNARD R., CONZE K.-J., DE KNIJF G., DYATLOVA E., FERREIRA S, JOVIĆ M., OTT J., RISERVATO E. & SAHLÉN G. (2010): European Red List of Dragonflies. IUCN Species Programme Publications Office of the European Union, Luxembourg: 1-38

KUTCHER T. E. (2014): Biological indicators for assessing freshwater wetland condition in Rhode Island, Open Access Master's Theses. Paper 308: 1-98

MICHLMAYR F. (2002): Die Grundzüge des Donauinsel-Projektes. *Denisia* 03: 11-25

MOORE N.W. (1991): The development of dragonfly communities and the consequences of territorial behavior: a 27 year study on small ponds at Woodwalton fen, Cambridgeshire, United Kingdom. *Odonatologica* 20 (2): 203-231

MOOG, O., KONAR, M., & HUMPECH U. H. (1994): The macrozoobenthos of the River Danube in Austria [Das Makrozoobenthos der österreichischen Donau] *Lauterbornia* H. 15: 25-51: 25-52

NAIMAN R. J. & DÉCAMPS H. (1997): The ecology of interfaces: Riparian Zones. *Annual Review of Ecology and Systematics*, Vol. 28: 621-658

NILSSON C. & BERGGREN K. (2000): Alterations of riparian ecosystems caused by river regulation. *BioScience* Vol. 50: 783-792

OERTLI B. (2008): The use of dragonflies in the assessment and monitoring of aquatic habitats. In: Córdoba-Aguilar A. (Ed.): *Dragonflies and Damselflies. Model Organisms for Ecological and Evolutionary Research*. New York, Oxford University Press: 79-95.

OERTLI B., JOYE D. A., CASTELLA E., JUGE R., CAMBIN D., LACHAVANNE J.-B. (2002): Does size matter? The relationship between pond area and biodiversity. *Biological Conservation* 104: 59-70

PRINGLE C. (2003): What is hydrologic connectivity and why is it ecologically important? *Hydrological Processes* 17: 2685-2689

RAAB R. (2003): Die Besiedlung neu geschaffener Uferstrukturen im Stauraum Freudenau (Wien, Niederösterreich) durch Libellen (Insecta, Odonata). *Denisia* 10: 79-101

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

REMSBURG A. J., OLSON A. C. & SAMWAYS M. J. (2008): Shade alone reduces adult Dragonfly (Odonata: Libellulidae) Abundance), *Insect Behavior* 2: 460-468

ROTTER D. (1997): Die Verlandung des Endelteiches, eines sekundären Gewässers der Donauinsel. In: Hödl W., Jehle G., Gollmann G. (1997): *Populationsbiologie von Amphibien. Eine Langzeitstudie auf der Wiener Donauinsel*. Land Oberösterreich, OÖ Landesmuseum. *Stapfia* 51: 229-235

ROUQUETTE L. R. & THOMPSON D. J. (2005): Habitat associations of the endangered dragonfly, *Coenagrion mercurial*, in a water meadow ditch system in southern England. *Biological Conservation* 123: 225-235

SAMWAYS M. J. & STEYTLER N. S. (1995): Dragonfly (Odonata) distribution patterns in urban and forest landscapes, and recommendations for riparian management. *Biological Conservation* 78: 279-288

SCHINDLER M., FESL C., CHOVANEC A. (2003): Dragonfly associations (Insecta: Odonata) in relation to habitat variables: a multivariate approach, *Hydrobiologia*, Volume 497: 169-180

SCHULTZ H. (2005): Vergleichsstudie March im Abschnitt Marchegg (Fluss km 15,00 – 25,00) Odonata Endbericht: 1-47

SCHULTZ H. (2006): Die Libellenfauna am Fadenbach zwischen Orth und Eckartsau. Endbericht der Libellenerhebung im Auftrag der Österreichischen Bundesforste AG 2006: 1-60

SIMAIKA J. P. & SAMWAYS M. J. (2009): An easy-to-use index of ecological integrity for prioritizing streams for conservation action. *Biodiversity and Conservation* 18: 1171-1185

SLADECEK V. (1964): Zur Ermittlung des Indikations-Gewichtes in der biologischen Gewässeruntersuchung. - *Arch. Hydrobiol.* 60: 241-243.

SUHLING F., MARTENS A., LEIPELT K. G. SCHÜTTE C. & HOPPE-DOMINIK B. (2009): Libellen Braunschweigs – Verbreitungsmuster und Bestandstrends der Libellenfauna einer Großstadt (Odonata). *Braunschweiger Naturkundliche Schriften* 8 (2): 449-476

WILDERMUTH H. (1986): Die Auswirkungen naturschutzorientierter Pflegemassnahmen auf die gefährdeten Libellen eines anthropogenen Moorkomplexes. Natur und Landschaft 61: 51-55

WILDERMUTH H. (2005): Kleingewässer-Management zur Förderung der aquatischen Biodiversität in Naturschutzgebieten der Agrar- und Urbanlandschaften. Naturschutz und Landschaftsplanung 37: 193-201

WILDERMUTH H. (2008): Die Falkenlibellen Europas. Westarp Wissenschaften-Verlagsgesellschaft mbH, Hohenwarsleben.

WILDERMUTH H. & MARTENS A. (2014): Taschenlexikon der Libellen Europas. Quelle & Meyer Verlag GmbH & Co., Wiebelsheim.

ZELINKA, M. AND MARVAN, P. (1961): Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer. Arch. Hydrobiol., 57:389-407

9. ANHANG

Tab.10: Habitatwerte, Indikationsgewicht und Auftreten auf von Libellenarten auf der Donauinsel im Jahr 2014.

Arten	H1	H2	H3	H4	H5	HW	IG
Zygoptera							
Calopterygidae							
<i>Calopteryx splendens</i> (HARRIS, 1780)	9	1				1,1	5
Lestidae							
<i>Lestes sponsa</i> (HANSEMAN, 1823)	1	1		4	4	3,9	1
<i>Lestes viridis</i> (VANDER LINDEN, 1825)	1	2		3	4	3,7	1
<i>Sympecma fusca</i> (VANDER LINDEN, 1820)	1	1	2	5	1	3,4	1
Platycnemididae							
<i>Platycnemis pennipes</i> (PALLAS, 1771)	4	3	2	1		2	1
Coenagrionidae							
<i>Coenagrion puella</i> (LINNAEUS, 1758)	1	2	2	4	1	3,2	1
<i>Coenagrion pulchellum</i> (VANDER LINDEN, 1825)	1		2	7		3,5	3
<i>Coenagrion scitulum</i> (RAMBUR, 1842)			6	4		3,4	3
<i>Erythromma najas</i> (HANSEMAN, 1823)	1		8	1		2,9	4
<i>Erythromma viridulum</i> (CHARPENTIER, 1840)	1		8	1		2,9	4
<i>Ischnura elegans</i> (VANDER LINDEN, 1820)	1	3	2	3	1	3	1
<i>Pyrrhosoma nymphula</i> (SULZER, 1776)	2		2	6		3,2	3
Anisoptera							
Aeshnidae							
<i>Aeshna cyanea</i> (MÜLLER, 1764)	1	2	3	4		3	1
<i>Aeshna grandis</i> (LINNAEUS, 1758)		1	6	3		3,2	3
<i>Aeshna isoeles</i> (MÜLLER, 1767)		3	7			3,7	4
<i>Aeshna mixta</i> (LATREILLE, 1805)		1	3	6		3,5	3
<i>Anax imperator</i> (LEACH, 1815)	1	1	5	3		3	1
<i>Anax parthenope</i> (SELYS, 1839)			5	5		3,5	3
<i>Brachytron pratense</i> (MÜLLER, 1764)	1		1	8		3,6	4

Arten	H1	H2	H3	H4	H5	HW	IG
Corduliidae							
<i>Cordulia aenea</i> (LINNAEUS, 1758)		5	2	3		2,8	2
<i>Somatochlora metallica</i> (VANDER LINDEN, 1825)		5	2	3		2,8	2
Libellulidae							
<i>Crocothemis erythraea</i> (BRULLE, 1832)		5	3	2		2,7	2
<i>Libellula fulva</i> (MÜLLER, 1764)	6	2		2		1,8	3
<i>Libellula quadrimaculata</i> (LINNAEUS, 1758)		1	2	7		3,6	3
<i>Orthetrum albistylum</i> (SELYS, 1848)	1	7	1	1		2,2	2
<i>Orthetrum cancellatum</i> (LINNAEUS, 1758)	1	7	1	1		2,2	2
<i>Sympetrum sanguineum</i> (MÜLLER, 1764)		2		5	3	3,9	2
<i>Sympetrum striolatum</i> (CHARPENTIER, 1840)		4	1	3	2	3,3	1
<i>Sympetrum vulgatum</i> (LINNAEUS, 1758)		2	1	5	1	3,7	1